

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE LAGOAS  
DE ALTA TAXA COMO PÓS-TRATAMENTO DOS  
REATORES UASB PARA GARANTIA DA QUALIDADE DO  
EFLUENTE FINAL - ETE PARANOÁ/DF.**

**ROMÁRIO PEREIRA DE CARVALHO JÚNIOR**

**ORIENTADORA: ARIUSKA KARLA BARBOSA AMORIM**

**CO-ORIENTADORA: LENORA NUNES LUDOLF GOMES**

**PROJETO FINAL EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**BRASÍLIA / DF: JULHO / 2018**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE LAGOAS  
DE ALTA TAXA COMO PÓS-TRATAMENTO DOS  
REATORES UASB PARA GARANTIA DA QUALIDADE DO  
EFLUENTE FINAL - ETE PARANOÁ/DF.**

**ROMÁRIO PEREIRA DE CARVALHO JÚNIOR**

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA  
CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS  
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA  
AMBIENTAL.**

**APROVADA POR:**

---

**Ariuska Karla Barbosa Amorim, DSc (UnB)**  
**(ORIENTADOR)**

---

**Yovanka Pérez Ginoris, DSc (UnB)**  
**(EXAMINADOR INTERNO)**

---

**Antônio José de Brito, Eng. (UnB)**  
**(EXAMINADOR INTERNO)**

**DATA: BRASÍLIA/DF, 5 DE JULHO DE 2018.**

## FICHA CATALOGRÁFICA

CARVALHO JÚNIOR, ROMÁRIO PEREIRA DE

Avaliação da eficiência do sistema de lagoas de alta taxa como pós-tratamento dos reatores UASB para garantia da qualidade do efluente final - ETE Paranoá/DF. [Distrito Federal] 2018.

xi, 68 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2018)

Monografia de Projeto Final - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Avaliação

2. Lagoa de alta taxa

3. ETE Paranoá

4. Pós-tratamento

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

CARVALHO JÚNIOR, R. P. (2018). Avaliação da eficiência do sistema de lagoas de alta taxa como pós-tratamento dos reatores UASB para garantia da qualidade do efluente final - ETE Paranoá/DF. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 79p.

## CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Romário Pereira de Carvalho Júnior

TÍTULO DA MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL: Avaliação da eficiência do sistema de lagoas de alta taxa como pós-tratamento dos reatores UASB da ETE Paranoá/DF, na garantia da qualidade do efluente final da estação.

GRAU / ANO: Bacharel em Engenharia Ambiental / 2018

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

---

Romário Pereira de Carvalho Júnior  
SCRN 716 BL F ENT 14 AP 501  
70770-660 – Brasília/DF – Brasil  
e-mail: romario\_pcj@hotmail.com

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pela graça irresistível, amor imerecido e comunhão plena. Por me fazer permanecer firme na esperança de que Ele voltará, o que me dá força e fé para prosseguir.

À minha avó Nazaré (*in memoriam*). Palavras não são suficientes para expressar a minha gratidão eterna e amor incondicional.

Aos meus pais, Anna e Romário, por fazerem o possível e impossível por mim, por me mostrarem o que é força e por serem fonte de inspiração. Aos meus irmãos Thyago, Mariana, Matheus e, em especial, à Isabel (e Fleytcher) pelo companheirismo, união e amizade, por tanta compreensão e ajuda. À minha avó Valdice e a todos da minha família, vocês são minha base. Agradeço também à Ronilda e ao Bertelli, por acreditarem em mim e me incentivarem.

À Carolina, por tanto amor, carinho, apoio e compreensão, por escolher ficar e ser tão presente me dando força nesta etapa.

À Prof<sup>a</sup> Ariuska, pela orientação e apoio recebido durante este trabalho, pela disposição em ajudar, pelos incentivos e conhecimentos compartilhados. À Prof<sup>a</sup> Lenora pela generosidade, acompanhamento acadêmico e orientação na iniciação científica e neste projeto, por ter sido fundamental na minha formação.

A todos os professores do Departamento. Em especial à Profa. Yovanka e ao Brito, por participarem da banca e darem dicas importantes para o desenvolvimento deste projeto.

À Marianna, Taynara, Pâmella e Gabriela por terem sido companheiras (de estudos e de viagens) e não me deixarem desanimar e a todos os meus amigos do AOA, porque sem vocês eu não teria conseguido. Agradeço também aos demais amigos do curso e, em especial, à Thainy que me deu um grande apoio neste trabalho.

À CAESB por colaborar com a pesquisa realizada. Em especial, ao Harada, André, Lucilene e toda equipe da ETE Paranoá.

À Carla, Sara, Marcilene e Manuela, pelo suporte em laboratório com as análises e companhia. Em especial, à Carla Vizzotto, pelo apoio nas pesquisas e pela amizade desenvolvida.

A todos que foram presentes e contribuíram de alguma forma nesta etapa tão importante da minha vida.

Muito obrigado!

## RESUMO

A preocupação com a qualidade das águas dos corpos hídricos é crescente no cenário brasileiro atual. As águas residuárias dos centros urbanos devem ser tratadas de forma eficiente, para que o seu lançamento não gere deterioração dos corpos hídricos. São diversas as tecnologias de tratamento de esgotos que podem ser utilizadas.

No Distrito Federal, o índice de atendimento urbano do sistema de esgotamento sanitário é de 85,95%, segundo PDAD 2013/2014. As cidades do Itapoã e Paranoá têm seus esgotos encaminhados para a Estação de Tratamento de Esgoto do Paranoá – ETE Paranoá, que possui um sistema de tratamento simples, constituído de três reatores UASB e nove lagoas de alta taxa – LAT.

Trabalhos anteriores realizados na Estação mostraram problemas operacionais. Este estudo teve como objetivo principal a avaliação da eficiência do sistema de lagoas de alta taxa da ETE Paranoá, que funcionam como um pós-tratamento dos reatores UASB, e constituem um processo importante na garantia da qualidade do efluente final da Estação. A metodologia adotada consistiu no diagnóstico operacional do sistema e no monitoramento das lagoas, por meio de dados históricos fornecidos pela CAESB e coleta e análise laboratorial de amostras dos afluentes e efluentes das lagoas.

Verificou-se sobrecarga hidráulica com picos diários de vazão bem acima do projeto, fazendo com que haja a ocorrência de *by-pass* para três lagoas (4, 5 e 6). A remoção de matéria orgânica tem sido ineficiente em todas as lagoas, principalmente devido ao carregamento de algas junto do efluente final. As LATs 4 e 6 apresentaram os piores resultados de remoção de DQO, por serem as que sofrem maiores choques com sobrecarga orgânica. A remoção de nitrogênio amoniacal foi menor do 50% em todas as lagoas. A eficiência média de remoção de ortofosfato foi maior do que 80% para as lagoas, com exceção das LATs 4 e 6, que obtiveram remoções abaixo de 35%. Encontrou-se correlação positiva entre a remoção de nutrientes nas lagoas e a concentração de clorofila-a.

Conclui-se, portanto, que há necessidade de expansão da ETE e de construção de uma unidade de pós-tratamento para a remoção de algas e sólidos suspensos do efluente das lagoas de alta taxa.

**Palavras-Chaves:** Lagoas de alta taxa, ETE Paranoá, remoção de algas, pós-tratamento.

# SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS .....	III
LISTA DE FIGURAS .....	IV
LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES .....	VI
1 - INTRODUÇÃO .....	1
2 - OBJETIVOS .....	3
2.1 - OBJETIVO GERAL .....	3
2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	3
3 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....	4
3.1 - SITUAÇÃO ATUAL DOS SERVIÇOS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO BRASIL .....	4
3.2 - CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS ESGOTOS BRUTOS E PARÂMETROS DE PROJETO .....	5
3.3 - ALTERNATIVAS PARA O TRATAMENTO DE ESGOTOS .....	6
3.4 - REATORES ANAERÓBIOS DE MANTA DE LODO – UASB .....	8
3.5 - LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO .....	10
3.5.1 - Aspectos biológicos das lagoas .....	14
3.5.2 - Lagoas de alta taxa .....	16
3.6 - ESTUDO DE CASO: ETE PARANOÁ .....	17
4 - METODOLOGIA .....	24
4.1 - CONSIDERAÇÕES INICIAIS .....	24
4.2 - ETAPA 1: DIAGNÓSTICO OPERACIONAL DO SISTEMA DA ETE PARANOÁ .....	25
4.3 - ETAPA 2: MONITORAMENTO DAS LAGOAS .....	26
4.4 - ETAPA 3: ANÁLISE DOS RESULTADOS E APRESENTAÇÃO DE PROPOSTAS PARA MELHORIA DA ESTAÇÃO .....	29
5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	30
5.1 - DIAGNÓSTICO OPERACIONAL DO SISTEMA DA ETE PARANOÁ .....	30
5.1.1 - Vazões afluentes da ETE Paranoá .....	30
5.1.2 - Reatores UASB .....	34
5.1.3 - Lagoas de alta taxa .....	36
5.2 - MONITORAMENTO DAS LAGOAS .....	40
5.2.1 - DQO .....	40
5.2.2 - Alcalinidade, ácidos orgânicos voláteis e pH .....	45
5.2.3 - Amônia .....	51

5.2.4 - Ortofosfato .....	53
5.2.5 - Clorofila-a .....	56
5.3 - CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE O DESEMPENHO E POSSÍVEIS SOLUÇÕES .....	58
6 - Conclusões .....	60
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	62
APÊNDICE A.....	67

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1- Tipos ou tecnologias utilizados para tratamento de esgotos.....	8
Tabela 3.2: Esquema simplificado do equilíbrio entre consumo e produção de OD e CO <sub>2</sub>	11
Tabela 3.3: Características dos principais sistemas de lagoas para remoção da DBO. ....	12
Tabela 3.4: Características dos processos adotados.....	19
Tabela 3.5: Parâmetros de projeto .....	21
Tabela 4.1: Parâmetros de análise, método e referência.....	27
Tabela 5.1: Valores de DQO bruta (mg/L) dos afluentes e efluentes das lagoas, bem como as respectivas eficiências de remoção. ....	41
Tabela 5.2: Valores de relação entre as alcalinidades para análise da operação dos reatores UASB da ETE Paranoá. ....	50
Tabela A.1: Estatística descritiva dos resultados da DQO filtrada, em mg/L. ....	67
Tabela A.2: Estatística descritiva dos resultados de pH, alcalinidade total e ácidos orgânicos voláteis. ....	67
Tabela A.3: Estatística descritiva dos resultados de concentração de N-NH <sub>3</sub> , em mg/L. ...	68
Tabela A.4 Estatística descritiva dos resultados de concentração de ortofosfato, em mg/L. ....	68
Tabela A.5: Estatística descritiva dos resultados de concentração de clorofila-a, em µg/L, no efluente das LATs. ....	68



## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Desenho esquemático de um reator UASB.....	10
Figura 3.2: Reatores UASB seguidos por sistemas de lagoas .....	13
Figura 3.3: Relação simbiótica entre algas e bactérias.....	15
Figura 3.4: Esquema das etapas e unidades constituintes da ETE Paranoá .....	18
Figura 3.5: <i>Layout</i> adotado.....	20
Figura 4.1: ETE Paranoá. ....	24
Figura 4.2: Etapas que foram desenvolvidas no trabalho .....	25
Figura 4.3: Fluxograma da ETE Paranoá com localização dos pontos de coleta. ....	26
Figura 4.4: Coletor utilizado.....	27
Figura 4.5: Caixas de saída onde foram realizadas as coletas de amostras na saída dos reatores UASB (a) e na saída das LATs (b). ....	28
Figura 5.1: Expansão urbana no entorno da ETE Paranoá entre os anos 2004 (a) e 2017 (b). Fonte: Google Earth, 2018. ....	30
Figura 5.2: Volume de afluente tratado por dia na ETE Paranoá, de abril/16 a abril/18. ....	31
Figura 5.3: Hidrograma de vazão afluente a ETE Paranoá, no dia 26/04/2018. ....	32
Figura 5.4: Hidrograma de vazão afluente a ETE Paranoá, no dia 08/05/2018. ....	33
Figura 5.5: Hidrograma de vazão afluente a ETE Paranoá, no dia 12/06/2018. ....	33
Figura 5.6: Relatório de resumo de vazão afluente à ETE, de 22/04/2018 a 16/06/2018. ...	34
Figura 5.7: Reatores UASB da ETE Paranoá/DF .....	34
Figura 5.8: Tubulação do efluente do Reator C para a LAT 4, para caso ocorra transbordo .....	35
Figura 5.9: <i>Box-plot</i> , de dados secundários fornecidos pela CAESB, da concentração de DQO afluente à Estação, entre abril/16 e abril/18.....	36
Figura 5.10: Coloração das lagoas - marrom (a) ; verde (b).....	37
Figura 5.11: <i>Box-plot</i> dos dados de concentração média de DQO na saída dos reatores e saída da ETE, de abril/16 a abril/18. ....	38
Figura 5.12: Presença de vegetação nas LATs.....	39
Figura 5.13: <i>Box-plot</i> dos dados de concentração média de DQO na entrada e saída da ETE, de abril/16 a abril/18. ....	40
Figura 5.14: Presença de lodo proveniente do reator UASB na LAT 7, em 25/05/2018. ...	42
Figura 5.15: <i>Box-plot</i> de DQO filtrada, em mg/L, do Conjunto 1 (Efluente Reator UASB A e LATs de 1 a 3). ....	43
Figura 5.16: <i>Box-plot</i> de DQO filtrada, em mg/L, do Conjunto 2 (Efluente Reator UASB B e LATs de 4 a 6). ....	43
Figura 5.17: <i>Box-plot</i> de DQO filtrada, em mg/L, do Conjunto 3 (Efluente Reator UASB C e LATs de 7 a 9). ....	44
Figura 5.18: <i>Box-plot</i> da eficiência (%) de remoção de DQO filtrada nas lagoas de alta taxa. ....	44
Figura 5.19: Resultados de DQO solúvel. ....	45
Figura 5.20: <i>Box-plot</i> dos resultados de pH .....	46
Figura 5.21: <i>Box-plot</i> de alcalinidade total, em mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$ , do Conjunto 1 (Efluente Reator UASB A e LATs de 1 a 3). ....	48
Figura 5.22: <i>Box-plot</i> de alcalinidade total, em mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$ , do Conjunto 2 (Efluente Reator UASB B e LATs de 4 a 6). ....	48
Figura 5.23: <i>Box-plot</i> de alcalinidade total, em mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$ , do Conjunto 3 (Efluente Reator UASB C e LATs de 7 a 9). ....	49

Figura 5.24: <i>Box-plot</i> dos resultados de ácidos orgânicos voláteis, em mg/L de HAc. ....	50
Figura 5.25: <i>Box-plot</i> de concentração de amônia, em mg NH <sub>3</sub> -N /L, do Conjunto 1 (Efluente Reator UASB A e LATs de 1 a 3). ....	51
Figura 5.26: <i>Box-plot</i> de concentração de amônia, em mg NH <sub>3</sub> -N /L, do Conjunto 2 (Efluente Reator UASB B e LATs de 4 a 6). ....	52
Figura 5.27: <i>Box-plot</i> de concentração de amônia, em mg NH <sub>3</sub> -N /L, do Conjunto 3 (Efluente Reator UASB C e LATs de 7 a 9). ....	52
Figura 5.28: <i>Box-plot</i> da eficiência (%) de remoção de amônia nas lagoas de alta taxa.....	53
Figura 5.29: <i>Box-plot</i> de concentração de ortofosfato, em mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L, do Conjunto 1 (Efluente Reator UASB A e LATs de 1 a 3). ....	54
Figura 5.30: <i>Box-plot</i> de concentração de ortofosfato, em mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L, do Conjunto 2 (Efluente Reator UASB B e LATs de 4 a 7). ....	54
Figura 5.31: <i>Box-plot</i> de concentração de ortofosfato, em mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L, do Conjunto 3 (Efluente Reator UASB C e LATs de 7 a 9). ....	55
Figura 5.32: <i>Box-plot</i> da eficiência (%) de remoção de ortofosfato nas lagoas de alta taxa. .....	55
Figura 5.33: <i>Box-plot</i> da concentração de clorofila-a nos efluentes das lagoas de alta taxa. .....	56
Figura 5.34: Comportamento entre eficiência de remoção de amônia e concentração de clorofila-a nos efluentes das lagoas de alta taxa.....	57
Figura 5.35: Comportamento entre eficiência de remoção de ortofosfato e concentração de clorofila-a nos efluentes das lagoas de alta taxa.....	58

## **LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES**

ANA – Agência Nacional de Águas  
AOV – Ácidos orgânicos voláteis  
CAESB – Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal  
CO<sub>2</sub> – Dióxido de Carbono  
Codeplan – Companhia de Planejamento do Distrito Federal  
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente  
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DF – Distrito Federal  
DP – Desvio padrão  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
DTR – Distribuição do Tempo de Residência  
ETE – Estação de Tratamento de Esgotos  
H<sub>2</sub>S – Sulfeto de hidrogênio  
H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> – Ácido sulfúrico  
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
LAT – Lagoa de Alta Taxa  
NaOH – Hidróxido de sódio  
OD – Oxigênio Dissolvido  
PDAD – Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios  
PFR – Plug Flow Reactor  
pH – Potencial Hidrogeniônico  
Plansab - Plano Nacional de Saneamento Básico  
PVC – Policloreto de Vinila  
SNSA – Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental  
SS – Sólidos em Suspensão  
UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket  
UV – Radiação Ultravioleta

# 1- INTRODUÇÃO

A preocupação com a qualidade das águas dos corpos hídricos é crescente no cenário brasileiro atual, principalmente com a redução da disponibilidade hídrica. A qualidade dos corpos de água se dá em função do uso e ocupação do solo em uma determinada bacia hidrográfica. As águas residuárias dos centros urbanos, esgoto doméstico, devem ser tratadas para que o seu lançamento em corpos receptores não altere significativamente as características físicas, químicas e biológicas com o aumento da quantidade de impurezas e matéria orgânica, tendo como consequência o surgimento de vários processos que podem alterar o grau de trofia dos ambientes aquáticos, como a diminuição de oxigênio dissolvido e aumento do aporte de nutrientes. A falta ou ineficiência do tratamento de esgotos traz como consequência a deterioração dos corpos de água, preocupação com a salubridade ambiental, interferência na vida aquática e nos demais usos potenciais destas águas.

São diversas as tecnologias de tratamento de esgotos que podem ser utilizadas nas estações de tratamento de esgotos – ETE. A decisão quanto ao processo que deverá ser escolhido é função de critérios técnicos e econômicos, confiabilidade do processo, locais para disposição de lodos gerados no tratamento, requisitos de área, condições climáticas, impactos ambientais, sustentabilidade e simplicidade da ETE. Também é levado em consideração qual será a eficiência necessária para que se atenda aos padrões para manter o enquadramento dos corpos hídricos receptores e os padrões de lançamentos de efluentes – dispostos respectivamente nas Resoluções CONAMA Nº 357/2005 e Nº 430/2011.

O índice de atendimento urbano do sistema de esgotamento sanitário do Distrito Federal é de 85,95%, conforme dados estatísticos da Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios – PDAD 2013/2014. Segundo dados da Agência Nacional de Águas 100% do esgoto que é coletado no DF é tratado (ANA, 2017). As cidades do Itapoã e Paranoá, ambas com mais de 94% de suas áreas atendidas por sistema de esgotamento, têm seus esgotos tratados na estação de tratamento de esgoto Paranoá (ETE Paranoá), cuja vazão de projeto é 112 L/s. A ETE Paranoá possui um sistema de tratamento de baixo custo e de operação e manutenção simples, tendo como unidades principais três reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) e nove lagoas de estabilização de alta taxa.

Segundo Neder e Harada (1997), a escolha de reator UASB compartimentado seguido de lagoas de alta taxa para a ETE Paranoá ocorreu com base em experiências em Brasília, em estações nas quais estes processos foram utilizados para promover a remoção da matéria orgânica e de sólidos do esgoto. O processo mostrou-se economicamente viável,

ocupando uma área semelhante àquela que seria ocupada por uma lagoa de estabilização convencional, com menores custos de instalação.

Neder (1998) verificou que a ETE Paranoá estava com problemas na produção de espuma acima do previsto nos reatores UASB, ocorrendo o mesmo com lodo de descarte. Também verificou que as lagoas de alta taxa têm operado abaixo de suas possibilidades com eficiência abaixo do esperado em função de dificuldades no funcionamento dos propulsores que devem manter a massa líquida em movimento.

Silva (2007) realizou um estudo da avaliação da produção de odor na ETE Paranoá que permitiu concluir que a concentração de ácido sulfídrico –  $H_2S$  emitido para a atmosfera no local de saída do efluente do reator anaeróbio ficou sempre acima do limite de tolerância e do limiar de odor. Também foi verificada concentração baixa de oxigênio dissolvido que favorece a produção de  $H_2S$  nas lagoas, o que pode ter ocasionado liberação de odores devido à formação de sulfeto via redução dissimilatória de sulfato. Com a realização de pesquisa de percepção concluiu-se que 78% dos habitantes circunvizinhos à ETE entrevistados são afetados pelos gases liberados na ETE.

Bressan (2016) constatou que a ETE Paranoá apresenta diversos problemas operacionais que precisam de atenção e justifica a necessidade de estudos mais específicos. Verificou-se que em um dos reatores, pela proximidade com a caixa de distribuição da etapa seguinte, há incremento da vazão de escoamento, o que diminui o tempo de detenção hidráulico.

O corpo receptor da ETE Paranoá é o rio Paranoá, pertencente à bacia do Rio São Bartolomeu, sendo esta a bacia que drena maior parte da área do Distrito Federal e onde se encontram várias regiões administrativas do DF. O rio Paranoá fica a jusante da barragem do lago Paranoá e devido à intermitência apresenta problemas de qualidade.

Considerando-se a necessidade de manter ou garantir a qualidade hídrica nos corpos receptores, há a necessidade de constante monitoramento e avaliação da eficiência do tratamento nas estações de tratamento de esgotos. O monitoramento realizado por meio de análises físicas, químicas e biológicas, permite reparos, adaptações e melhorias nas ETEs.

Dentro deste contexto, este projeto teve como proposta a avaliação do sistema de lagoas de alta taxa utilizado como pós-tratamento dos reatores UASB da ETE Paranoá, operada pela CAESB, com foco na eficiência do sistema, bem como a avaliação de aplicação de alternativas tecnológicas para garantir a qualidade do efluente final. O trabalho envolveu o monitoramento de variáveis qualitativas e quantitativas importantes para o entendimento do desempenho do sistema de lagoas da ETE.

## **2- OBJETIVOS**

### **2.1 - OBJETIVO GERAL**

Este estudo tem como objetivo principal a avaliação da eficiência do sistema de lagoas de alta taxa da ETE Paranoá, que funcionam como um pós-tratamento dos reatores UASB, e constitui um processo importante na garantia da qualidade do efluente final da Estação.

### **2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar a estrutura e operação do sistema da ETE Paranoá para detectar, com base em visitas técnicas e dados históricos de monitoramento da CAESB, problemas no funcionamento das lagoas de alta taxa;
- Avaliar o desempenho das lagoas de alta taxa por meio da caracterização físico-química e biológica do afluente e efluente das lagoas para dar suporte à avaliação da estrutura e operação do sistema.

### **3- FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

#### **3.1 - SITUAÇÃO ATUAL DOS SERVIÇOS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO BRASIL**

O acesso aos serviços de saneamento ambiental no Brasil ainda é precário em regiões com características socioeconômicas desfavorecidas. O desenvolvimento do país e o surgimento de legislações ambientais que visam proteger e manter o meio ambiente equilibrado, além de garantir a saúde pública, têm motivado o surgimento de pesquisas e estudos de tecnologias aplicáveis ao tratamento de esgoto com o objetivo de melhorar a eficiência do tratamento de esgotos e diminuir os custos relativos a implantação e operação destas estações de tratamento.

Um marco na legislação ambiental foi a criação da Lei nº 11.445, em 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Um dos princípios fundamentais é a universalização do acesso. O esgotamento sanitário faz parte dos serviços de saneamento básico e constitui-se pelas atividades, infra-estruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente. A Lei também previu a elaboração do plano de saneamento básico e com isso em 2013, a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA do Ministério das Cidades publicou o Plano Nacional de Saneamento Básico – Plansab.

O Plansab é composto por uma análise situacional, definição de cenários para a política de saneamento básico no país até 2030 e o estabelecimento de metas de curto, médio e longo prazos. Há também a definição de macrodiretrizes e estratégias, além da criação de programas. E por fim, o Plansab apresenta as etapas de monitoramento, avaliação e ajustes do planejamento original. Para o esgotamento sanitário, o Plano define atendimento adequado como a coleta de esgotos seguida de tratamento. Também se considera adequado o uso de fossa séptica sucedida por pós-tratamento ou unidade de disposição final, adequadamente projetados e construídos.

De acordo com o Censo Demográfico (IBGE, 2011), em 2010, 35% da população brasileira contava com soluções inadequadas para a gestão de seus esgotos e 53% do volume de esgotos coletados recebiam algum tipo de tratamento, antes de sua disposição no ambiente.

A disposição de esgotos brutos no solo e em corpos hídricos receptores é uma prática que foi e ainda é empregada de forma intensa. Entretanto, esgotos com alta carga orgânica

podem trazer problemas para os corpos receptores, provocando degradação e poluição, considerando-se principalmente casos em que a carga de matéria orgânica, nutrientes e poluentes em geral, a taxa de diluição e a zona de autodepuração não são respeitadas (Campos, 1999).

Quando o lançamento de esgotos brutos altera as características do corpo hídrico receptor, trazendo impactos negativos para os seus usos, é necessário introduzir ou optar por realizar o tratamento para controle e redução da poluição. A solução para muitos dos problemas associados à poluição de corpos hídricos sujeitos a lançamento de esgotos é a remoção de matéria orgânica, patógenos e nutrientes (von Sperling e Chernicaro, 2005).

Nas estações de tratamento de esgotos busca-se reduzir o tempo de detenção hidráulica e melhorar, mediante processos biológicos, a eficiência das reações bioquímicas, para que ocorra a remoção ou degradação da matéria orgânica em tempo e espaço menores do que se espera em ambientes naturais (Campos, 1999).

Em suma, há que se tentar otimizar os parâmetros de projeto e operação, entre outros aspectos como materiais, custos de implantação, operação e a manutenção do reator fundamentada na otimização do processo biológico, principalmente quando se considera as necessidades do Brasil com baixos níveis de atendimento à população com serviços de saneamento, sobretudo coleta e tratamento de esgotos (Campos, 1999).

### **3.2 - CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS ESGOTOS BRUTOS E PARÂMETROS DE PROJETO**

Em projetos de estações de tratamento de esgotos domésticos deve-se levar em conta a variação da vazão e da qualidade das águas residuárias afluentes à estação. Os esgotos sanitários são constituídos principalmente de despejos domésticos, uma parcela de águas pluviais, águas de infiltração e eventualmente pode ocorrer a presença de despejos de origem industrial. Os esgotos domésticos provêm principalmente de residências, edifícios administrativos e comerciais, instituições ou outros que contenham banheiros, lavanderias, cozinhas, ou outra utilização de água para fins domésticos. Água de banho, urina, fezes, papel, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem são os principais constituintes de esgotos tipicamente domésticos. Os esgotos sanitários geralmente possuem mais de 98% de sua composição constituída por água e também há a presença de sólidos suspensos, compostos orgânicos, nutrientes, metais, sólidos dissolvidos inorgânicos, sólidos inertes, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis e organismos patogênicos (Jordão



e Pessoa, 2005; Campos, 1999).

É importante, ao se analisar águas residuárias urbanas, conhecer os parâmetros físicos (matéria sólida particulada, temperatura, alcalinidade, pH, odor, cor e turbidez), químicos (demanda bioquímica de oxigênio – DBO, demanda química de oxigênio – DQO, nitrogênio e fósforo) e biológicos (coliformes totais e fecais). Em esgotos domésticos típicos a DBO geralmente varia de 150 a 600 mg/L. Por meio desses parâmetros que caracterizam o esgoto a ser tratado, é possível definir qual será o tipo de tratamento mais adequado. As unidades do tratamento preliminar (sistema de gradeamento, desarenador e medidor de vazão) são unidades amplamente utilizadas em estações de tratamento (Campos, 1999; von Sperling, 1996). No dimensionamento das unidades de uma ETE leva-se em consideração:

- Tempo de detenção hidráulica (TDH): é o tempo médio de permanência de efluente líquido numa unidade ou sistema.

$$TDH = \frac{\text{Volume do reator (m}^3\text{)}}{\text{Vazão média diária (}\frac{\text{m}^3}{\text{dia}}\text{)}}$$

- Taxa volumétrica de carregamento orgânico (TCO): é quantidade de matéria orgânica aplicada por dia por unidade de volume de uma unidade, medida em kgDQO/m<sup>3</sup>.dia ou kgDBO/m<sup>3</sup>.dia.
- Taxa de aplicação superficial (TAS): é a quantidade de água residuária que é aplicada por unidade de área de uma unidade, durante um dia.

$$TAS = \frac{\text{Vazão de esgoto (}\frac{\text{m}^3}{\text{dia}}\text{)}}{\text{Área da unidade (m}^2\text{)}}$$

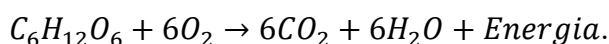
- Tempo de retenção celular ( $\theta_c$ ): também conhecido como idade do lodo, é o tempo que os organismos que realizam o tratamento biológico permanecem em uma unidade.

A eficiência de remoção de matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos deve atender aos padrões das Resoluções vigentes e dependerá das condições em que o esgoto a ser tratado (afluente da estação) chega na estação de tratamento, do funcionamento das unidades que compõem o sistema e da qualidade em que se encontra o corpo receptor do efluente já tratado. Portanto, a escolha da tecnologia adequada é de extrema importância.

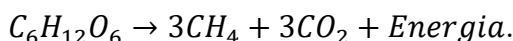
### 3.3 - ALTERNATIVAS PARA O TRATAMENTO DE ESGOTOS

Para realizar o tratamento biológico de águas residuárias há muitas alternativas. A principal diferença entre elas é sobre qual será o processo dominante, se aeróbio ou

anaeróbio. Na Tabela 3.1 são apresentados os principais tratamentos utilizados e o processo dominante em cada alternativa. De forma geral, os processos de tratamento têm como principal objetivo a oxidação da matéria orgânica carbonácea e, eventualmente, a oxidação também da matéria nitrogenada, em tratamentos aeróbios. A matéria orgânica biodegradável pode ser rapidamente ou lentamente degradada, sofrendo alterações na passagem pelo sistema, desde a coleta até a estação de tratamento, onde se atinge o máximo de remoção da matéria orgânica. A estabilização aeróbia da matéria carbonácea ocorre com o consumo de oxigênio e formação de gás carbônico, água e liberação de energia:



A conversão anaeróbia produz metano e gás carbônico e também há liberação de energia, inferior à da respiração aeróbia:



As equações são gerais e simplificadas, já que ocorrem reações intermediárias, e para representar a matéria orgânica foi utilizada a fórmula molecular da glicose (von Sperling, 1996).

Esses vários tipos de tratamento citados na Tabela 3.1, e outros, podem também, em muitos casos, ser associados em uma estação de tratamento, compondo sistemas combinados ou híbridos mediante a combinação de reatores anaeróbios e aeróbios, assim como a utilização de reatores biológicos com tratamento físico-químico (Campos, 1999).

Oliveira e von Sperling (2005) realizaram um levantamento no Brasil e constataram que as tecnologias de tratamento mais utilizadas no país são fossa séptica seguida de filtro anaeróbio, lagoas facultativas, lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, lodos ativados e reatores UASB seguidos ou não de pós-tratamento. São sistemas que possuem boa eficiência de remoção de DBO e DQO, mas que são afetados e têm grandes consequências devido às condições de carga hidráulica e orgânica aplicada, do nível de operação, de aspectos hidráulicos e de fatores de projeto e de construção.

Os reatores UASB e as lagoas de estabilização serão as alternativas de tratamento descritas em mais detalhes por comporem o sistema de tratamento objeto do presente estudo.

Tabela 3.1- Tipos ou tecnologias utilizados para tratamento de esgotos (Campos, 1999).

<b>Tipo</b>	<b>Processo dominante</b>
Disposição no solo	Aeróbio e anaeróbio
Lagoas facultativas	
Sistemas de lagoas tipo australiano	
Lagoa aerada + lagoa de sedimentação	
Lodos ativados convencionais	Aeróbio
Lodos ativados (aeração prolongada)	
Valas de oxidação	
Lodos ativados em reator do tipo batelada	
Poço profundo aerado	
Filtro biológico aeróbio	
Reator aeróbio de leito fluidificado	
Filtro anaeróbio	Anaeróbio
Reator anaeróbio por batelada	
Decanto-digestor	
Decanto-digestor + filtro anaeróbio	
Reator anaeróbio de manta de lodo	
Reator anaeróbio compartimentado	
Reator anaeróbio de leito expandido	
Combinações de processos anaeróbio-aeróbio e biológico-físico-químicos	Anaeróbio e aeróbio Anaeróbio + físico-químico Aeróbio + físico-químico

### 3.4 - REATORES ANAERÓBIOS DE MANTA DE LODO – UASB

A utilização de reatores UASB no tratamento de esgotos brasileiros é uma realidade porque eles apresentam uma série de vantagens em comparação com os processos aeróbios convencionais. Destaca-se por ser um sistema compacto com baixa demanda de área, possuir baixo custo de implantação e de operação, haver baixa produção de lodo, baixo consumo de energia (principalmente quando comparado com reatores aeróbios, que possuem sistema de aeração), apresentam satisfatória eficiência de remoção de DBO/DQO (de 65-75%), possibilidade de rápido reinício, elevada concentração do lodo gerado e boa

desidratabilidade do lodo. Algumas desvantagens são a possibilidade de emissão de maus odores, baixa capacidade de tolerar cargas tóxicas (o que raramente ocorre com esgotos predominantemente domésticos) e necessidade de haver um pós-tratamento (von Sperling, 2007).

O reator UASB apresenta uma configuração que lhe permite o desenvolvimento de uma grande quantidade de biomassa ativa e permite um elevado tempo de retenção celular. Com isso, o reator pode acomodar altas cargas orgânicas volumétricas, com tempo de detenção hidráulico curto, dependendo das condições operacionais e características dos esgotos. Outro fator positivo é a adequada agitação e mistura hidráulica, aumentando o contato da biomassa com o esgoto, e isso é promovido pelo próprio fluxo ascendente e pelo movimento dos gases gerados pela atividade microbiana (Campos, 1999).

Este tipo de reator necessita de uma inoculação inicial com quantidades suficientes de lodo anaeróbio, para em seguida começar a alimentação em baixa taxa, no modo ascendente, período chamado de *start up* ou de partida. A taxa de alimentação deve ser aumentada até o desenvolvimento de um lodo muito concentrado no fundo do reator, em torno de 40.000 a 100.000 mgST/L. Acima do leito de lodo ocorre uma zona com crescimento bacteriano mais disperso, denominada manta de lodo, com sólidos possuindo velocidade de sedimentação menores. O movimento ascendente das bolhas de gases gerados na estabilização da matéria orgânica é responsável pela mistura do sistema, portanto, geralmente, dispensa-se outra forma de mistura. Esse mesmo movimento das bolhas faz com que haja carregamento de lodo, e por isso, há a necessidade de um separador trifásico (gases, sólidos e líquidos) na parte superior do reator, para permitir a retenção e retorno do lodo. O lodo mais pesado é retido numa câmara de sedimentação e as partículas mais leves são arrastadas do sistema junto com o efluente final (Campos, 1999). Na Figura 3.1 é apresentado um desenho esquemático de um reator UASB.

O uso combinado de reatores aneróbios e tratamentos aeróbios apresenta um grande potencial para polimento ou pós-tratamento dos esgotos, com remoção complementar da matéria orgânica e remoção de outros poluentes. Um sistema que tem ganhado destaque é a utilização de reator UASB seguido de lagoas de estabilização, com a lagoa efetuando polimento em relação à DBO remanescente e possível remoção de nutrientes e organismos patogênicos (Campos, 1999).

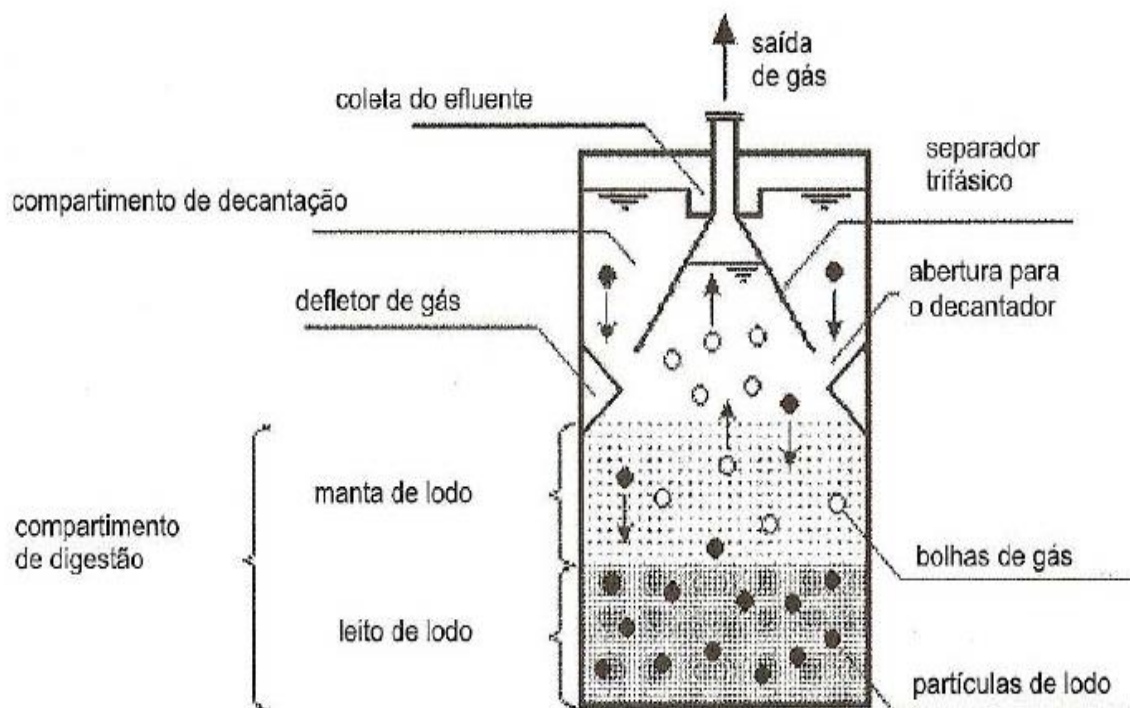


Figura 3.1: Desenho esquemático de um reator UASB (Chernicar, 2007).

### 3.5 - LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento de esgotos, apresentando-se em diversas variantes. Pode-se ter sistema de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas (sistema australiano), lagoas aeradas facultativas e sistema de lagoas aeradas de mistura completa seguidas por lagoas de decantação. Além das lagoas de maturação, direcionadas à remoção de patógenos. Há também arranjos de lagoas que complementam tratamentos iniciados em reatores. As mais comumente utilizadas no Brasil são as lagoas facultativas (von Sperling, 1986).

O sistema baseia-se na respiração (fenômeno básico de todo processo de depuração) e fotossíntese, processos biológicos fundamentais. Portanto estabelece-se no interior de uma lagoa um ciclo, que pode ser visualizado na Tabela 3.2, em que organismos fotossintetizantes sintetizam matéria orgânica, liberando oxigênio no meio e organismos heterótrofos alimentam-se de matéria orgânica, utilizando oxigênio para sua oxidação, liberando, além de energia, gás carbônico, utilizado na fotossíntese (Azevedo Netto, 1975).

A qualidade dos efluentes finais das lagoas de estabilização está relacionada aos valores baixos de DBO e à reduzida densidade de organismos patogênicos. A eficiência de remoção de coliformes fecais ocorre por causa das altas temperaturas, incidência de raios UV na água, elevada concentração de oxigênio dissolvido, altos valores de pH e boas

condições de sedimentação, não descartando o efeito combinado de todos esses fatores. Estudos sugerem que o pH é o principal responsável pela inativação de organismos patogênicos. Também foi demonstrado que o aumento da temperatura gera um aumento da taxa de decaimento de coliformes, já que estimula as atividades metabólicas dos organismos presentes nos ecossistemas das lagoas e consequentemente a susceptibilidade às substâncias tóxicas produzidas (Kellner e Pires, 1998).

Tabela 3.2: Esquema simplificado do equilíbrio entre consumo e produção de OD e CO<sub>2</sub> (von Sperling, 1986, com adaptações).

<p><b>bactérias</b> → <i>respiração</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• consumo de oxigênio</li> <li>• produção de gás carbônico</li> <li>• assimilação de matéria orgânica</li> </ul> <p><b>algas</b> → <i>fotossíntese</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• produção de oxigênio</li> <li>• consumo de gás carbônico</li> <li>• síntese de matéria orgânica</li> </ul>
---

Em lagoas facultativas que estão em funcionamento adequado haverá um sistema equilibrado, no qual a produção de oxigênio durante o dia é suficiente para garantir a respiração das bactérias e das próprias algas durante a noite. Para isso, durante a elaboração do projeto, é necessário evitar profundidade excessiva em lagoas facultativas, para não ter limitação da incidência de luz, e evitar sobrecargas. De acordo com a profundidade da lagoa pode-se classificar as lagoas em três tipos fundamentais: aeróbias, anaeróbias e facultativas. Sendo que nas facultativas desenvolve-se anaerobiose junto ao fundo e aerobiose nas regiões mais superficiais (von Sperling, 1986).

As lagoas que funcionam em condição predominante de anaerobiose recebem elevada carga de matéria orgânica, o que resulta numa taxa de consumo superior à de produção. Tais lagoas são denominadas anaeróbias e sua maior profundidade aliada à alta atividade biológica impede a presença de oxigênio dissolvido nas regiões mais profundas da lagoa (Falco, 2005).

Há diversas variantes e associações dessas lagoas de estabilização, com níveis de simplicidade operacional e requisitos de área distintos. Destacam-se as lagoas facultativas, sistema de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, lagoas aeradas facultativas e

sistema de lagoas aeradas de mistura completa seguidas por lagoas de decantação. O principal objetivo dessas lagoas é a remoção de matéria carbonácea, mas existe também a lagoa de maturação, que tem como objetivo a remoção de organismos patogênicos. Recomenda-se a utilização de lagoas em regiões de clima quente e países em desenvolvimento, já que se tem suficiente disponibilidade de área em muitas localidades, clima favorável para atividade primária, operação simples e necessidade de poucos ou nenhum equipamento. Na Tabela 3.3 é apresentada uma comparação entre as principais características dos sistemas de lagoas analisados (von Sperling, 1986).

Tabela 3.3: Características dos principais sistemas de lagoas para remoção da DBO (von Sperling, 1986).

Item geral	Item específico	Sistema de lagoas		
		Facultativa	Anaeróbia - facultativa	Aerada facultativa
<b>Eficiência</b>	DBO (%)	75 - 85		
	DQO (%)	65 - 80		
	SS (%)	70 - 80		
	Amônia (%)	< 50		< 30
	Nitrogênio (%)	< 60		< 30
	Fósforo (%)	< 35		
	Coliformes (%)	90 - 99		
<b>Requisitos</b>	Área (m <sup>2</sup> /hab)	2,0 – 4,0	1,5 – 3,0	0,25 – 0,5
	Potência (W/hab)	0		1,2 – 2,0
<b>Custos</b>	Implantação (R\$/hab)	40 – 80	30 – 75	50 – 90
	Operação (R\$/hab.ano)	2,0 – 4,0		5,0 – 9,0

As lagoas de estabilização tendem a ter o comportamento de um reator com escoamento pistonado, de sigla PFR em inglês, e é caracterizado pelo fato de que o escoamento de fluido através do reator é ordenado, não havendo mistura entre os elementos de fluidos. É caracterizado por apresentar perfis de velocidade, temperatura e concentração uniformes na seção transversal ao escoamento, apresentando variação apenas na direção axial. A condição necessária e suficiente para escoamento pistonado é que o tempo de residência no reator deve ser o mesmo para todos os elementos do fluido (Levenspiel, 2000).

Os reatores reais sempre apresentam comportamento hidrodinâmico com desvios dos

ideais. Os desvios podem ser causados pela formação de canais preferenciais de fluido, pela recirculação de fluido ou pela criação de regiões de estagnação no reator, o que gera curto-circuito e zona morta, além da influência do vento (Levenspiel, 2000). A hidrodinâmica das lagoas apresenta papel importante porque pode influenciar a velocidade das reações biológicas devido à presença de curtos-circuitos hidráulicos, zonas mortas e caminhos preferenciais que diminuem o volume útil das lagoas e o tempo de detenção hidráulico (TDH), prejudicando assim a eficiência de tratamento (Carvalho *et al*, 2008).

As lagoas também podem funcionar como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, com objetivo de remoção adicional de DBO, nutrientes e organismos patogênicos. Utiliza-se essa alternativa quando se tem como objetivo a melhoria da qualidade do efluente e remoção de organismos patogênicos. Pode-se optar por lagoas de polimento ou lagoas aeradas, nas quais é possível reduzir o tempo de detenção, em função do aporte de uma menor carga orgânica à lagoa. A Figura 3.2 apresenta um sistema de reatores UASB seguidos por lagoas de polimento (von Sperling, 1986).



Figura 3.2: Reatores UASB seguidos por sistemas de lagoas (von Sperling, 1986)

Com relação à remoção adicional de DBO tanto as lagoas facultativas quanto as aeradas podem cumprir o papel. A vantagem da lagoa facultativa consiste em não necessitar de um sistema mecanizado e gerar menor quantidade de lodo para tratar. Quando a lagoa funciona como um pós-tratamento, o dimensionamento passa a ser para uma carga de 20% a 40% da carga do esgoto bruto que chega na estação, o que torna a economia de área substancial. O coeficiente de remoção de DBO ( $K$ ), também se torna ligeiramente inferior ao de lagoas primárias, que são as que recebem esgoto bruto. O  $K$  é calculado em função do regime hidráulico, da DBO de entrada e de saída e do tempo de detenção que, em lagoas secundárias, tende a ser de 0,25 a 0,32 dia<sup>-1</sup> a 20° C (von Sperling, 1986).



A remoção de nutrientes em lagoas não é tão eficiente, mas pode ser melhorada em lagoas com baixas profundidades (lagoas de maturação e lagoas facultativas), pois tendem a apresentar elevados valores de pH por causa da fotossíntese intensa que ocorre em todo volume da lagoa, proporcionando a volatilização da amônia e a precipitação dos fosfatos (von Sperling, 1986).

O mais importante mecanismo de remoção de nitrogênio nas lagoas de estabilização é por meio da volatilização da amônia (dessorção da amônia para a atmosfera), além da assimilação pelas algas, de nitratos e amônia, nitrificação – desnitrificação e por sedimentação de nitrogênio orgânico particulado (von Sperling, 1986).

O fósforo nos esgotos é composto por fósforo orgânico e por fosfatos. Os fosfatos são os que representam a maioria e é removido pela precipitação em condições de elevado pH. Já a remoção de fósforo orgânico é devido a saída junto ao efluente de algas e bactérias que assimilaram o fósforo (von Sperling, 1986).

### **3.5.1 - Aspectos biológicos das lagoas**

A biota presente nas lagoas é composta basicamente por algas, bactérias, protozoários e fungos. Esses organismos se reproduzem na medida em que existe disponibilidade de nutrientes. A capacidade de os micro-organismos obterem o substrato necessário para sua subsistência é função tanto das características metabólicas quanto das características do meio. As algas e bactérias desenvolvem um papel fundamental no funcionamento das lagoas de estabilização. Suas atividades metabólicas estão relacionadas, como pode ser verificado na Figura 3.3. No ambiente aeróbio, como é o caso da lagoa de alta taxa, as bactérias metabolizam matéria orgânica, convertendo-a em CO<sub>2</sub> e água, enquanto as algas utilizam o dióxido de carbono e outros compostos para a síntese celular, liberando o oxigênio para o meio líquido (Kellner e Pires, 1998).

As bactérias são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica nas lagoas de estabilização, utilizando esses compostos como fonte de carbono para síntese de novas células. As bactérias são unicelulares com variadas formas (cocos, bastonetes e espirais, as mais comuns), com classificação de acordo com a necessidade de oxigênio (aeróbias, anaeróbias e facultativas), fonte de energia (fototróficas e quimiotróficas), fonte de carbono (heterótrofa e autótrofa), temperatura de crescimento, entre outros. (Kellner e Pires, 1998).

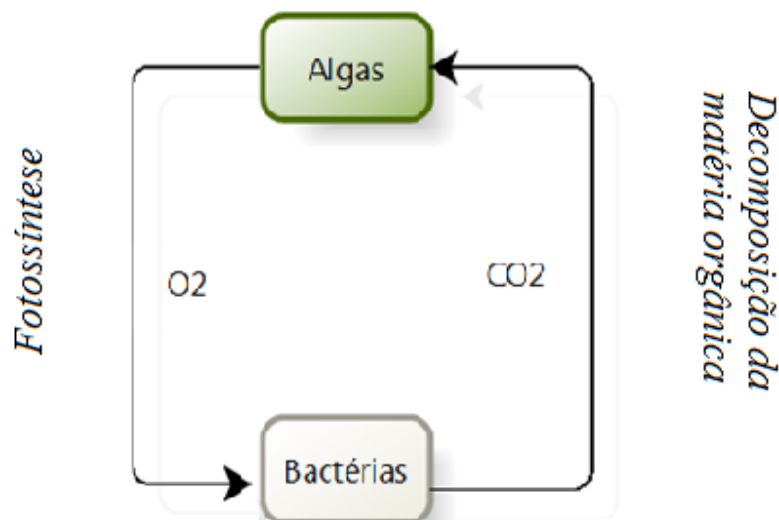


Figura 3.3: Relação simbiótica entre algas e bactérias.

As bactérias aeróbias, encontradas nas lagoas de alta taxa, necessitam de oxigênio dissolvido no meio líquido para crescimento e o consomem rapidamente. As bactérias decompõem o material orgânico complexo presente nos esgotos, como proteínas, carboidratos e lipídeos, convertendo-os em novas células, dióxido de carbono, nitratos e fosfatos, que são fundamentais para o desenvolvimento de algas presentes na lagoa (Kellner e Pires, 1998).

As algas possuem grande influência na química e biologia das lagoas de estabilização. São organismos aquáticos dotados de clorofila, pigmento fotossintético. Nas lagoas de estabilização a principal função das algas é produzir, por meio da fotossíntese, oxigênio, permitindo a ocorrência predominante de decomposição aeróbia da matéria orgânica dos esgotos. Outro papel importante das algas é a remoção de nutrientes solúveis, que são incorporados na biomassa algal, especialmente nitrogênio e fósforo. Em lagoas de estabilização quatro grupos de algas são geralmente encontrados, sendo eles: algas verdes, fitoflagelados, cianobactérias e diatomáceas (Kellner e Pires, 1998).

Há predominância das bactérias na degradação de matéria orgânica no tratamento de esgotos nas lagoas, mas também é realizada por protozoários. Ocorre competição da matéria orgânica entre as bactérias e os protozoários presentes nas lagoas (McKinney, 1962 *apud* Kellner e Pires, 1998). Os protozoários processam similarmente a matéria orgânica solúvel, mas apresentam tamanhos maiores e menores taxas metabólicas de biodegradação. Os protozoários podem ser utilizados como importantes indicadores da qualidade do efluente. Os protozoários encontrados em grandes números em lagoas de estabilização são os

flagelados.

### **3.5.2 - Lagoas de alta taxa**

Segundo Fallowfield *et al* (1996, *apud* Nascimento, 2001), a lagoa de alta taxa de degradação é uma adaptação das lagoas de estabilização que incorpora um sistema de mistura simples e defletores dentro da lagoa que permite manter as condições hidrodinâmicas o mais próximo possível do ideal, garantindo então a eficiência e diminuição de sua área, otimizando-se a produção de oxigênio pelas algas, por meio da fotossíntese.

As lagoas de alta taxa caracterizam-se por uma alta taxa de degradação bioquímica sob condições predominantemente aeróbias sem introdução de oxigênio de forma artificial. É necessário que a profundidade da lagoa permita a penetração de luz às camadas mais profundas, possibilitando a fotossíntese em toda coluna d'água. Em suma, a profundidade da zona eufótica deve coincidir com a profundidade da lagoa. E como a turbidez da massa líquida é alta, dificultando a passagem da luz, essas lagoas devem ter pouca profundidade. Pelo fato das lagoas possuírem pouca profundidade e para que não sejam necessárias grandes áreas superficiais, o tempo de detenção em lagoas de alta taxa é curto (Andrade Neto, 1997).

A utilização de propulsores também proporciona constante movimentação da biomassa algal, permitindo acesso à luz a todas as algas. Isto acarreta a possibilidade de que as algas não móveis possam competir pelo substrato e luz solar, nas mesmas condições que as outras. Este sistema proporciona velocidade e mistura do meio líquido ao longo do reator, sem, no entanto, provocar turbulência que ocasione ressuspensão de lodo (Pinto e Onoyama, 1991).

Devido à alta taxa de fotossíntese, ocorre um aumento do pH da fase líquida, que juntamente com uma maior exposição aos raios ultravioletas do sol, contribuem com uma maior taxa de desativação dos organismos patogênicos e remoção de nutrientes (Pinto *et al*, 1997).

Segundo Nascimento (2001), a lagoa de alta taxa apresenta uma série de vantagens se comparada ao sistema de lagoas convencional. Dentre elas, pode-se destacar a pouca acumulação de lodo no reator, ausência de odor, ausência de insetos, nível terciário de tratamento devido à alta produtividade primária, remoção de amônia por arraste e coagulação/precipitação do fosfato.

Para evitar a formação de camada de lodo no fundo da lagoa, deve-se utilizar decantação prévia para retirada de sólidos sedimentáveis ou equipamento mecânico que

promova suspensão do material sedimentado. Por funcionarem em condições predominantemente aeróbias, não apresentam problemas estéticos ou de desprendimentos de maus odores (Andrade Neto, 1997).

### **3.6 - ESTUDO DE CASO: ETE PARANOÁ**

Segundo a Pesquisa Distrital por Amostras de Domicílios – PDAD, realizada em 2015 pela Companhia de Planejamento do Distrito Federal – Codeplan, o índice de atendimento do serviço de esgotamento sanitário no Distrito Federal é de 85,46% e pode-se observar a discrepância da média brasileira, que é menor do que a do DF. A região administrativa do Paranoá apresenta índice de atendimento de 95,24%. O esgoto coletado no Paranoá é tratado na Estação de Tratamento de Esgoto Paranoá – ETE Paranoá. Além do Paranoá, a ETE recebe também o esgoto do Itapoã, que tem índice de atendimento de 86,80%.

Segundo o PDAD 2015 a população do Paranoá é de 44.975 e do Itapoã é de 67.238, totalizando 112.213 habitantes. Alguns dos domicílios das duas regiões administrativas tem como sistema de esgotamento sanitário fossa rudimentar e fossa séptica.

A ETE Paranoá é gerenciada pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB. A Figura 3.4 apresenta a planta geral da estação. No tratamento preliminar da ETE há um sistema de gradeamento, para remoção dos sólidos grosseiros, medidor de vazão do tipo calha Parshall e um desarenador. O tratamento principal é composto por três reatores anaeróbios de fluxo ascendente, chamado de UASB, abreviação em inglês de *upflow anaerobic sludge blanket*, seguidos por nove lagoas de alta taxa. Um sistema de escoamento superficial encontra-se desativado.

Os esgotos tratados na ETE Paranoá são lançados no rio Paranoá, a jusante da barragem do lago Paranoá. O rio apresenta baixa capacidade de diluição de efluentes, principalmente durante a seca, quando o lago, por certos períodos, não apresenta descarga, o que implicou na necessidade da concepção da ETE com alto grau de remoção matéria orgânica, em níveis acima de 90% de remoção de DBO. Para construção da ETE uma vantagem foi a grande disponibilidade de área, que acarretou numa série de vantagens, como baixo impacto ambiental e a utilização de processos simples de tratamento. A topografia do terreno era regular e procurou-se conceber uma estação que permitisse utilizar essa característica para minimizar a necessidade de movimento de terra. As próprias lagoas de fluxo pistão foram desenvolvidas aproveitando as curvas de níveis (Neder e Harada, 1997).

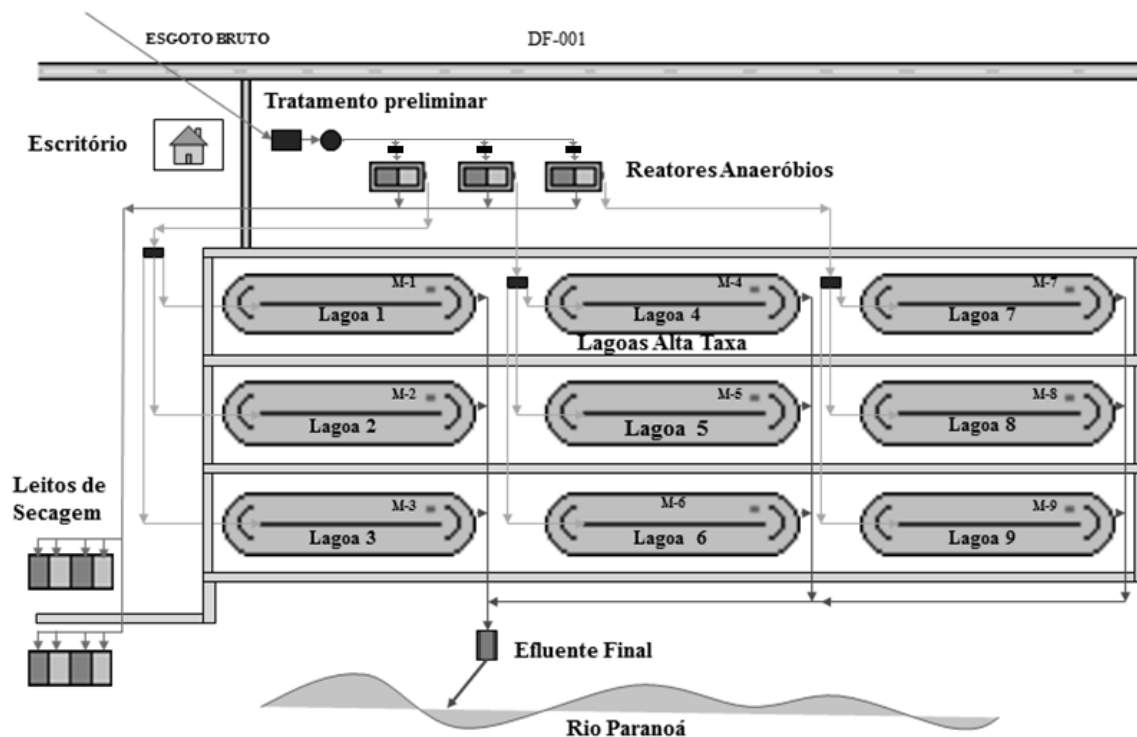


Figura 3.4: Esquema das etapas e unidades constituintes da ETE Paranoá (Bressan, 2016)

Para definição do tipo de tratamento adotado na ETE Paranoá procurou-se adotar processos simples de tratamento com baixo grau de mecanização e que proporcionasse alta confiabilidade no desempenho. Para isso foi prevista a utilização de três etapas de tratamento para atingir o objetivo principal da estação, que é a remoção da matéria orgânica, dos sólidos e dos patógenos presentes nos esgotos. A primeira etapa é o processo anaeróbio, desenvolvido no reator UASB compartimentado, de acordo com modelo já utilizado em Brasília e que apresentou bons resultados operacionais. Este reator trabalha com a retenção física e posterior digestão da maior parte da matéria orgânica particulada e sólidos em suspensão afluentes, apresentando um efluente composto principalmente de matéria orgânica solúvel e sólidos em suspensão (Neder e Harada, 1997).

Na segunda etapa do tratamento empregou-se a lagoa de alta taxa, cujo principal papel é a oxidação da matéria orgânica solúvel, cujo desempenho foi comprovado em experimentos. Possui as seguintes características:

- Custo de instalação menor que o de lagoas convencionais
- Alta capacidade de remoção de matéria orgânica solúvel
- Rotina operacional constante ao longo do ano
- Remoção de patógenos (Neder e Harada, 1997).

A lagoa possui em seu efluente uma alta concentração de sólidos, formados

principalmente por algas e demais sólidos característicos do processo aeróbio. A concentração de sólidos aumenta porque nessa lagoa se introduz energia, por meio de um propulsor, para conferir movimento à massa líquida e reduzir o tempo de detenção. Por fim, optou-se pela disposição no solo, para remoção desses sólidos em suspensão (Neder e Harada, 1997).

Segundo Pinto e Onoyama (1991), o perfil climatológico do Distrito Federal é composto por um verão chuvoso e um inverno seco, porém a radiação solar e a temperatura permanecem virtualmente constantes durante todo o ano, não apresentando variações significativas. Estas particularidades encorajam a utilização de lagoas de alta taxa, uma vez que possibilitam condições ambientais para o seu funcionamento durante todo o ano.

A Tabela 3.4 apresenta o efeito do uso de processos distintos para se efetuar o tratamento, apresentando sua complementaridade no que diz respeito aos poluentes que se deseja remover. A Figura 3.5 mostra o *layout* da estação.

Tabela 3.4: Características dos processos adotados (Neder e Harada, 1997, com adaptações).

<i>Processo</i>	<i>Remoção de DBO</i>	<i>Remoção de sólidos</i>	<i>Remoção de patógenos</i>
<i>UASB</i>	+	+	-
<i>Lagoa de Alta Taxa</i>	+	-	+
<i>Disposição no solo</i>	+	+	+
+ Remoção significativa			
- Remoção inexpressiva			

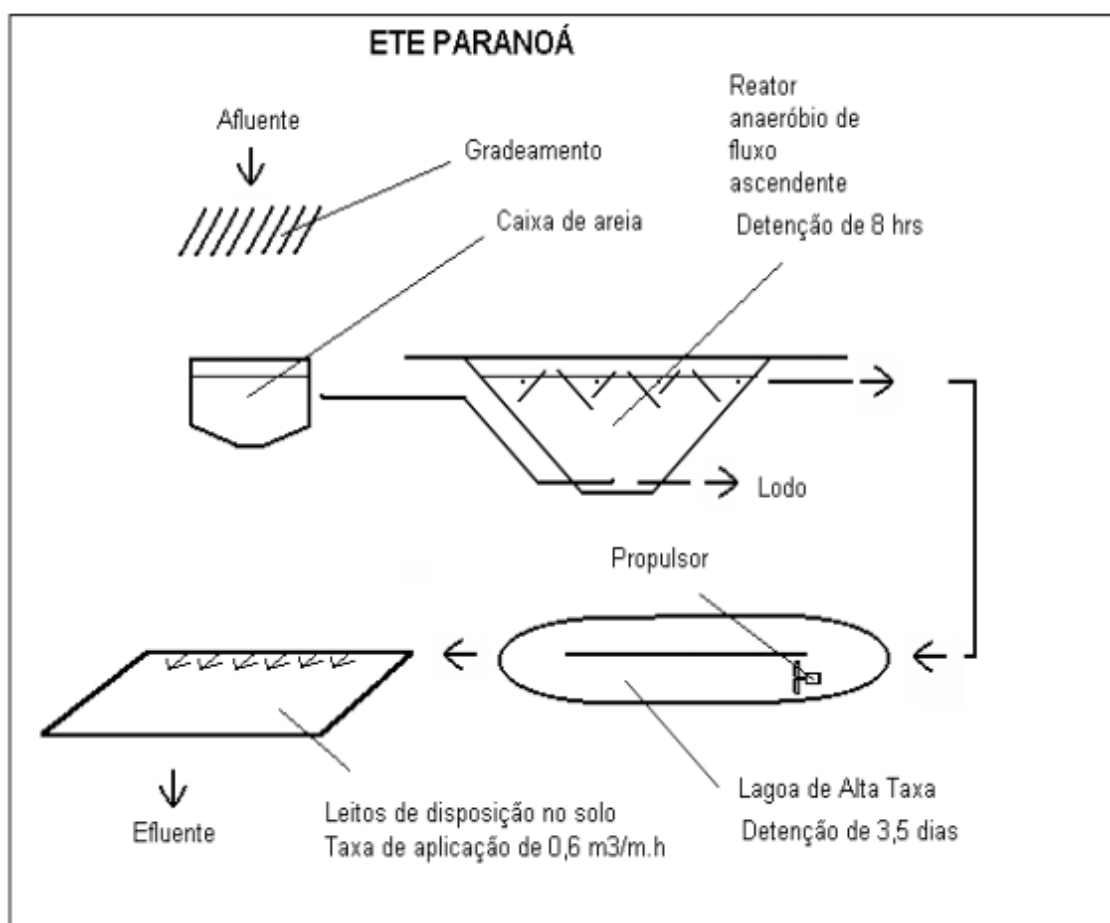


Figura 3.5: *Layout* adotado (Neder, 1998).

As lagoas de alta taxa tiveram a área definida em função da produção de oxigênio/m².dia esperada para as condições climáticas de Brasília, tendo em vista a profundidade média de 50 cm. Os propulsores instalados foram dimensionados para obter uma velocidade horizontal de 5 a 15 cm/s. As dimensões das lagoas são de 200 m (comprimento) e 40 m (largura) (Neder e Harada, 1997; Silva, 2007). Os principais parâmetros de dimensionamento das lagoas de alta taxa estão condensados na Tabela 3.5.

Tabela 3.5: Parâmetros de projeto (Neder e Harada, 1997).

LAGOAS DE ALTA TAXA			
Parâmetro	Unidade	Quantidade	Observações
População	hab	60.000	Sem observações
Per-capita DBO	g/hab.dia	54,00	Adotado
Per-capita esgoto	L/hab.dia	120,00	Adotado
Vazão média	m <sup>3</sup> /dia	8.752,00	Sem observações
Carga DBO	kg	3.240,00	Eficiência esperada nos reatores
Remoção prévia	DBO/dia %	50	
Temperatura	°C	20,00	Média adotada
Intensidade de luz	cal/cm <sup>2</sup> .dia	400,00	Média adotada
Profundidade	m	0,45	Na prática pode variar até 60 cm
Produtividade esperada	g/m <sup>2</sup> .dia	24,50	Função da temperatura e da intensidade da luz
Produção de O <sub>2</sub>	g/m <sup>2</sup> .dia	22,78	Decorre do crescimento das algas
Carga de DBO removível	g/dia	28,12	DBO que pode ser eliminada com o oxigênio produzido
Área necessária	m <sup>2</sup>	57.603,16	Sem observações
Tempo de detenção	dia	2,6	
Concentração efluente	mgSS/L	392,02	Sem observações
Área adotada	m <sup>2</sup>	68.103,00	Sem observações
Tempo de detenção adotado	dia	3,5	Sem observações

Foram empregadas nove lagoas, que possuem um percurso em formato de “O” com dois trechos retos e dois semicirculares, separados por um muro pré-moldado de placas de concreto. O fluxo nestas lagoas deve circular impulsionado por um conjunto de propulsores (Soares e Gomes, 1999).

Segundo Neder, já em (1998), após mais de um ano de operação da ETE Paranoá, se verificavam remoções médias de DBO<sub>5</sub> de 81%, inferior à esperada. Durante esse período de funcionamento as lagoas não apresentavam o rendimento esperado em função da dificuldade no funcionamento dos propulsores que devem manter a massa líquida nas lagoas em movimento.

Bressan (2016) avaliou, dentre diversos parâmetros, a DQO na entrada e saída dos reatores UASB da ETE Paranoá, e constatou que a eficiência de remoção de DQO bruta estava entre 65% e 80%. Estes valores foram insatisfatórios, visto que os reatores recebem alta carga orgânica e precisam de remoções acima de 80%. Também foi verificado que o reator 2 pode apresentar tempo de detenção menor e, consequentemente, uma menor remoção de matéria orgânica.



Soares e Gomes (1999) observaram que praticamente não foram utilizados os propulsores concebidos no projeto, devido a dificuldades e falhas de operação conforme dados fornecidos pela CAESB. E no estudo consideraram a lagoa funcionando como uma lagoa facultativa de fluxo disperso, o que não pode ser bem aplicado, por serem rasas e serem tratamento secundário. O tempo de detenção médio encontrado para as lagoas foi de 10 dias, resultado muito acima do adotado em projeto, mas as lagoas estavam trabalhando com aproximadamente 30% da vazão de projeto. Verificou-se, portanto, que a lagoa não apresentou a eficiência esperada, o que deve ter ocorrido devido a uma sobrecarga que poderia ter sido amenizada com o uso dos propulsores. Para taxas menores de aplicação superficial de kgDQO, que representam a condição de projeto, a lagoa se mostrou eficiente. Os resultados questionaram a real necessidade dos propulsores, uma vez que os reatores tendem a melhorar o desempenho com o aumento da vazão afluyente na ETE. O uso dos propulsores seria justificado para taxas de aplicação superficiais maiores ou para melhorar a qualidade do efluente das lagoas visando não sobrecarregar a etapa seguinte no tratamento (disposição no solo).

Silva (2007) avaliou a produção de odor na ETE Paranoá e concluiu que ocorre a percepção do odor por habitantes circunvizinhos da ETE, com decorrente insatisfação, uma vez que 78% dos entrevistados sentiram o mau cheiro proveniente da estação, com intensidade muito forte. O reator anaeróbio foi a unidade que mais produziu sulfeto, mas não se descartou a hipótese de que as lagoas também sejam grandes emissoras de gases odorantes, devido a suas grandes áreas superficiais. No entanto, durante o dia o fato dos propulsores instalados nas lagoas ficarem ligados para misturar a biomassa, pode elevar a concentração de oxigênio dissolvido e oxidar os sulfetos presentes no esgoto. Também se verificou que em pontos monitorados na lagoa, as concentrações de OD ficaram em concentração crítica de oxigênio dissolvido para a produção de  $H_2S$  no esgoto, fato que pode ter ocasionado a liberação de odores, devido à formação de sulfeto.

Os reatores UASB da ETE Paranoá operam basicamente com a retenção física e digestão de grande parte dos materiais orgânicos particulados e sólidos em suspensão afluentes. O efluente dos reatores que são encaminhados para as lagoas é composto principalmente por matéria orgânica solúvel e sólidos em suspensão, sendo que uma parte desses sólidos já se encontram estabilizados, por virem da manta de lodo existente no interior do reator (Silva, 2007).

O Plano Diretor de Água e Esgoto do Distrito Federal – PDAE/DF 2010 verificou aumento na população que tem seus esgotos tratados na ETE Paranoá, bem como carga

orgânica e nutrientes acima da média do DF.

O Plano Distrital de Saneamento Básico – PDSB 2017 mostrou que a CAESB possui obras de ampliação da rede coletora de esgoto no Paranoá e no Itapoã e o Plano propõe a ampliação da Estação, a médio prazo (anos de 2022 a 2025), com a construção de um reator UASB seguido de biofiltro aerado submerso, mas a tecnologia exata será definida posteriormente.

Em suma, desde o início da operação da ETE Paranoá, a eficiência de remoção de matéria orgânica não tem sido a esperada. A dificuldade na operação dos propulsores das lagoas de alta taxa e a alta carga orgânica que tem chegado até as lagoas estão diminuindo a sua eficiência, justificando assim a necessidade da realização de pesquisas neste sistema.

## 4. METODOLOGIA

### 4.1 - CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O estudo foi realizado na Estação de Tratamento de Esgoto Paranoá – ETE Paranoá (Figura 4.1), localizada na Rodovia DF-001, km 15, que é operada pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB. As análises físicas, químicas e biológicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental, no campus Darcy Ribeiro da Universidade de Brasília.



Figura 4.1: ETE Paranoá (Google Earth, 2017).

A metodologia adotada para a avaliação da eficiência das lagoas de alta taxa da ETE Paranoá foi composta de 3 partes (Figura 4.2): (1) Diagnóstico operacional do sistema da ETE Paranoá: consiste no reconhecimento do sistema e dos processos operacionais que ocorrem nas unidades de tratamento da ETE; (2) Monitoramento das lagoas: consiste na coleta e análise laboratorial de amostras das águas residuárias afluentes e efluentes das lagoas, para determinação de parâmetros físico-químicos e biológicos; (3) Análise dos resultados e apresentação de propostas para melhoria da estação: consiste na análise dos resultados encontrados em laboratório, além da apresentação de sugestões para melhorias na estação.

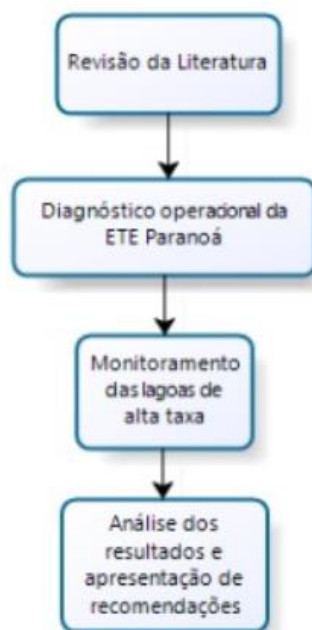


Figura 4.2: Etapas que foram desenvolvidas no trabalho

#### **4.2 - ETAPA 1: DIAGNÓSTICO OPERACIONAL DO SISTEMA DA ETE PARANOÁ**

A primeira etapa envolveu, além de revisão bibliográfica, visitas técnicas à ETE Paranoá, para que fosse realizado um levantamento das instalações da estação com a intenção de identificar as características das unidades e processos do tratamento. Foram levantados dados sobre as condições estruturais das instalações e equipamentos existentes, rotina de trabalho e controle operacional, assim como do desempenho das lagoas de alta taxa.

Foi realizada também nesta etapa a avaliação dos dados históricos, de abril de 2016 a abril de 2018, monitorados pela CAESB de volume diário tratado, vazão diária afluenta à estação e Demanda Química de Oxigênio (DQO) e DBO. Obteve-se assim a eficiência dos reatores UASB, das lagoas de alta taxa (LATs) e a eficiência global da estação na remoção de DQO. Deu-se continuidade ao levantamento bibliográfico dos estudos já realizados na ETE.

Essa etapa foi importante na determinação do grau de eficiência das lagoas de alta taxa e, com isso, foi possível identificar os problemas estruturais, operacionais e nos equipamentos que contribuem para a redução da eficiência do processo.

### 4.3 - ETAPA 2: MONITORAMENTO DAS LAGOAS

O trabalho experimental do monitoramento das lagoas de alta taxa foi realizado por meio de coletas de amostras e análises semanais na ETE Paranoá, no período de abril a junho de 2018. Os seguintes parâmetros foram analisados: DQO, pH, alcalinidade, ácidos orgânicos voláteis (AOV), nitrogênio (amônia), fósforo (ortofosfato) e concentração de clorofila-a. Os parâmetros foram analisados na saída dos 3 reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) (A, B e C), afluente das lagoas, e no efluente das 9 lagoas de alta taxa (LATs 1 a 9). A coleta dos reatores UASB A e B se deu apenas do lado direito dos reatores. A concentração de clorofila-a foi realizada apenas no efluente das lagoas de alta taxa. Por meio da Figura 4.3 é possível identificar os pontos de coleta de amostras.

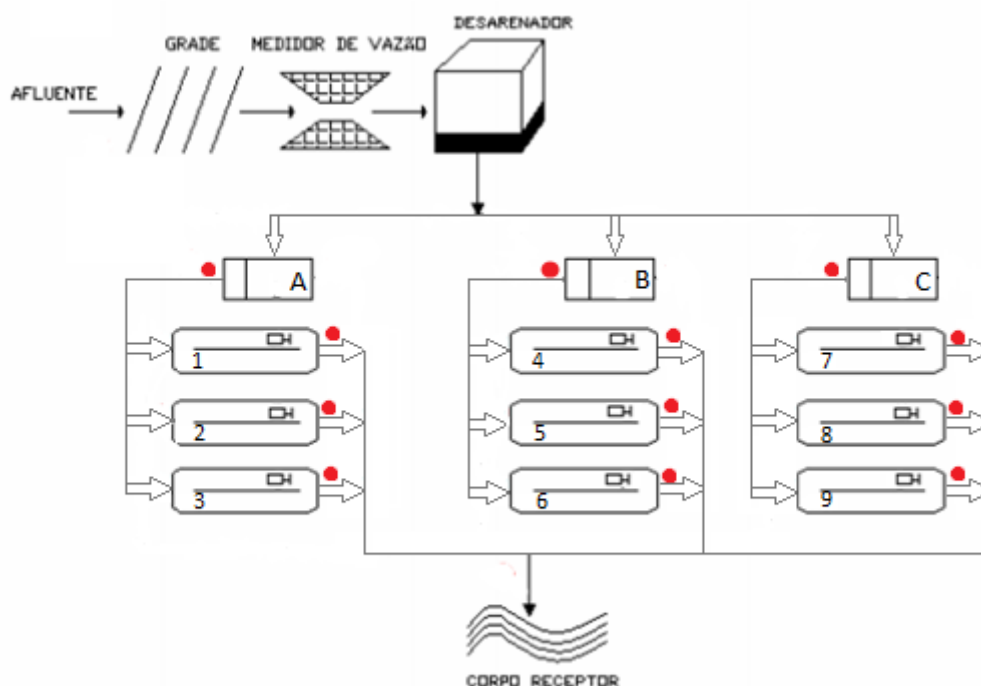


Figura 4.3: Fluxograma da ETE Paranoá com localização dos pontos de coleta (Silva, 2007, com adaptações).

As amostras foram coletadas e preservadas até a realização da análise no Laboratório de Saneamento Ambiental, na Universidade de Brasília. Os procedimentos de coleta, preservação e a metodologia analítica para determinação dos parâmetros físicos, químicos e biológicos foram executados de acordo com o “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA 2005). A Tabela 4.1 apresenta os parâmetros relevantes ao trabalho que foram analisados, o método e a referência.

Tabela 4.1: Parâmetros de análise, método e referência.

Parâmetro	Método	Referência
DQO	Colorimétrico por refluxo fechado (kit hack)	APHA (2005)
pH	Potenciométrico	APHA (2005)
Alcalinidade	Titulométrico/Potenciométrico	Foresti <i>et al</i> (2005)
Ácidos Orgânicos Voláteis	Titulométrico/Potenciométrico	Foresti <i>et al</i> (2005)
Nitrogênio amoniacal	Colorimétrico	APHA (2005)
Ortofosfato	Colorimétrico	APHA (2005)
Clorofila-a	Etanol a quente	Nusch (1980)

As coletas e análises foram realizadas duas vezes por semana, sendo distribuídas em seis pontos por dia. As coletas foram sempre realizadas entre 8h30 e 10h. As amostras foram coletadas com dois coletores feitos de PVC e haste metálica (Figura 4.4), disponibilizados pela CAESB – ETE Paranoá, sendo um para coleta dos efluentes dos reatores UASB e o outro para coleta dos efluentes das lagoas. Na Figura 4.5 estão mostrados os pontos de coleta, sendo eles a caixa de saída dos reatores UASB (a) e caixa de saída das LATs (b).



Figura 4.4: Coletor utilizado

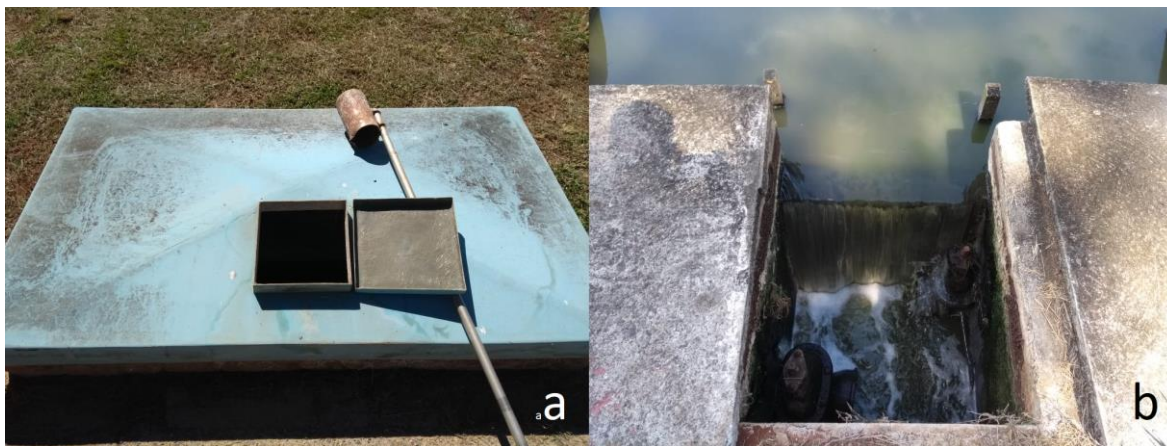


Figura 4.5: Caixas de saída onde foram realizadas as coletas de amostras na saída dos reatores UASB (a) e na saída das LATs (b).

Algumas das análises tiveram adaptações para obtenção dos resultados de forma mais representativa. Para análise de DQO filtrada, a amostra foi filtrada a vácuo em kitazato com suporte de filtração de plástico, utilizando membrana de microfibras de vidro, com tamanho nominal de poros de 1,2  $\mu\text{m}$  e diâmetro de 47 mm. A DQO filtrada corresponde a fração coloidal e dissolvida. A mesma membrana era armazenada e congelada, conforme Nusch (1980), para posterior análise de clorofila-a. Por último, em única análise, utilizou-se uma membrana de 0,45  $\mu\text{m}$  e diâmetro de 47mm, para determinação da DQO solúvel. A bomba utilizada para filtração das amostras foi da BOC Edwards modelo XDS5C. As leituras de DQO, amônia e ortofosfato foram realizadas em espectrofotômetro DR/2010 da marca HACH.

A metodologia proposta por Foresti *et al* (2005) para determinação da alcalinidade se baseia na redução do pH da amostra, por meio de titulação de  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , para 5,75 (alcalinidade parcial) e posterior redução para 4,3 (alcalinidade intermediária). Para determinar a concentração de ácidos orgânicos voláteis (AOV), a amostra era fervida por 3 minutos após ter seu pH reduzido para 3,3 e se baseava no consumo de NaOH para elevar o pH de 4,0 para 7,0. O pH das amostras foi medido em pHmetro Thermo Scientific Orion Star A210.

Nusch (1980) propõe a obtenção da concentração de clorofila-a por meio da leitura da absorbância das amostras, após realização da extração em etanol 90% a 80 °C, nos comprimentos de onda de 665 e 750 nm, sem e com acidificação. As leituras de absorbância para determinar a concentração de clorofila-a foram realizadas em espectrofotômetro DR-4000 da HACH.

Os dados obtidos foram analisados por meio de estatística descritiva e com construção de gráficos *box-plot*. Os dados dos efluentes dos 3 reatores UASB foram chamados de AF A, AF B e AF C e os efluentes das lagoas de alta taxa de LAT 1 a LAT 9. Os resultados foram divididos em 3 conjuntos, correspondentes à divisão da própria ETE, um reator seguido de três lagoas de estabilização em paralelo.

#### **4.4 - ETAPA 3: ANÁLISE DOS RESULTADOS E APRESENTAÇÃO DE PROPOSTAS PARA MELHORIA DA ESTAÇÃO**

A partir das análises concluídas, foi feita a caracterização da ETE, destacando-se os pontos de possíveis problemas verificados com o monitoramento. Por fim, foram apresentadas recomendações com o objetivo da obtenção de melhorias na estação de tratamento de esgoto Paranoá.



## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 - DIAGNÓSTICO OPERACIONAL DO SISTEMA DA ETE PARANOÁ

Durante visitas técnicas realizadas à estação e acompanhamento das atividades, no período de realização do trabalho, foi possível fazer o diagnóstico operacional do sistema da ETE Paranoá. As vazões de esgotos que chegam à estação para tratamento têm sido elevadas, devido à expansão das cidades abastecidas e ao surgimento e regularização de condomínios que também têm seus esgotos encaminhados para a ETE Paranoá, conforme informado pela CAESB e pode ser verificado pela Figura 5.1.

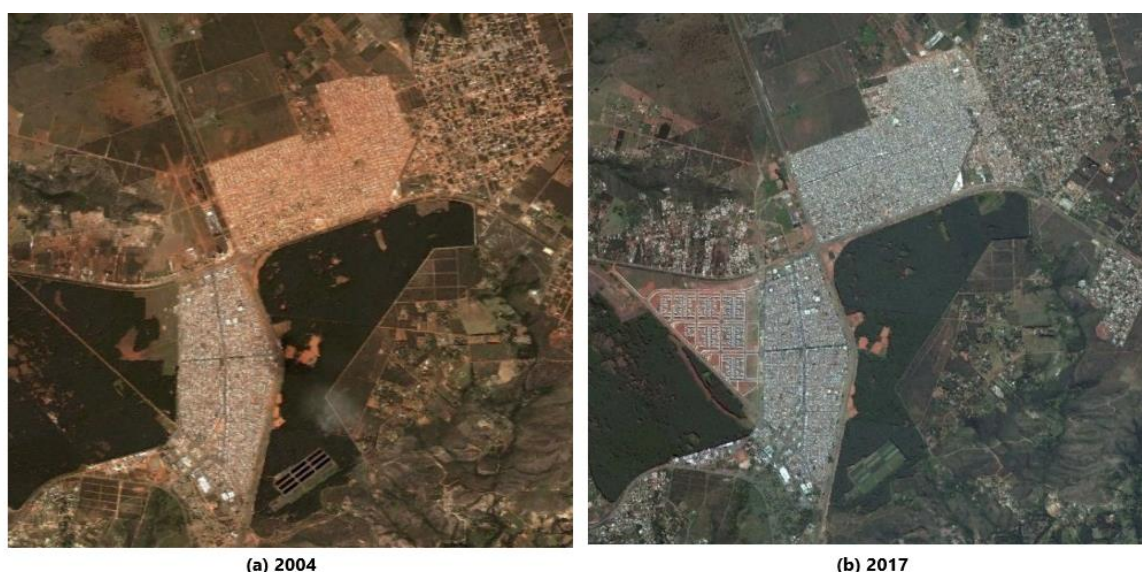


Figura 5.1: Expansão urbana no entorno da ETE Paranoá entre os anos 2004 (a) e 2017 (b).

Fonte: Google Earth, 2018.

Como mencionado no item 3.6, segundo o PDAD 2015, a população do Itapoã e Paranoá, cidades que têm seus esgotos tratados na ETE Paranoá, somadas chegavam a 112.213 habitantes já em 2015. Segundo PDAE/DF, em 2010, a população atendida pela ETE era de 83.485. Sendo que a população de projeto da ETE e consequentemente das lagoas de alta taxa foi de 60.000 habitantes. Por isso, torna-se necessário analisar a vazão de esgotos afluente à estação.

#### 5.1.1 - Vazões afluentes da ETE Paranoá

Na Figura 5.2 está apresentado o gráfico *box-plot* dos volumes, em m<sup>3</sup>, tratados na ETE Paranoá por dia, de abril de 2016 a abril de 2018, monitoramento realizado pela

CAESB. Observa-se que a média ainda se encontra dentro da vazão de projeto, mas que já há ocorrência de picos, mais de 10.000 m<sup>3</sup>/dia, acima da vazão de projeto. Entretanto, torna-se necessário observar o hidrograma de vazão e a variação ao longo das horas do dia, principalmente quando se leva em conta que há horas nas quais ocorrem picos de vazão.

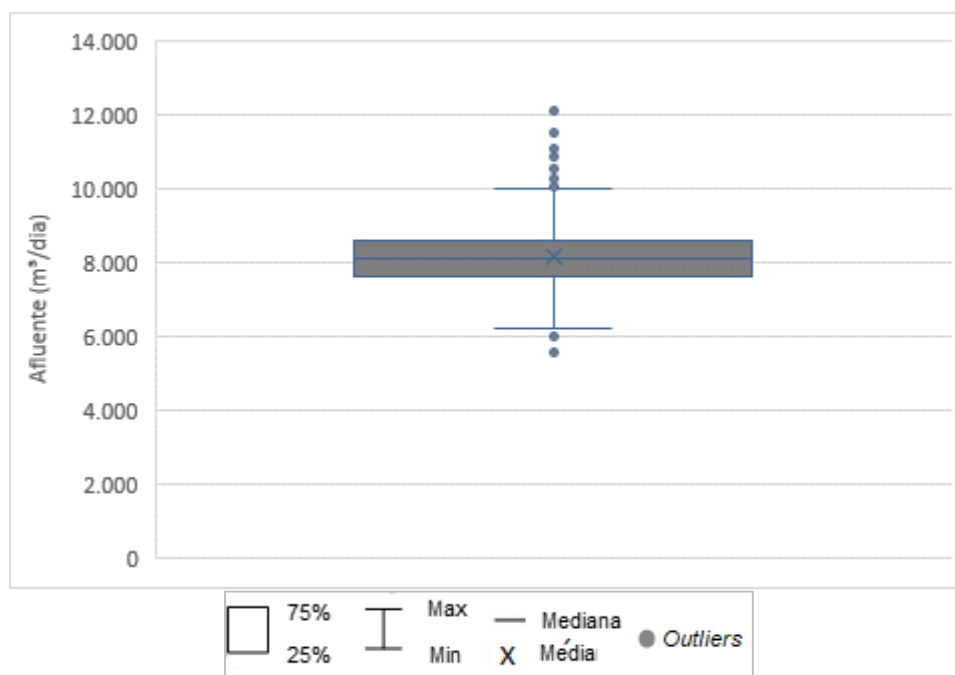


Figura 5.2: Volume de afluente tratado por dia na ETE Paranoá, de abril/16 a abril/18.

Foram obtidos, junto a CAESB, os hidrogramas de vazão horária das semanas em que o monitoramento do presente estudo foi realizado, 22/04/2018 a 16/06/2018. A vazão de projeto é de 112 L/s e em todos os dias verificados a vazão afluente à estação superou a vazão de projeto em horários de pico, por volta de 12h e 20h. Com isso houve ocorrência de *by-pass* para as LATs do Conjunto 2 diariamente em todo período estudado. Foi observado frequente *by-pass* de toda vazão afluente ao Conjunto 2. A vazão máxima afluente a ETE foi de 243,0 L/s às 23h do dia 26/04/2018 e a mínima foi de 17,0 L/s às 4h do dia 08/05/2018. A vazão total média afluente foi de 92,28 L/s.

Nas Figuras 5.3 e 5.4 estão apresentados os hidrogramas para os dias 26/04 e 08/05, dias em que se verificou os picos máximo e mínimo de vazão, respectivamente. Na Figura 5.5 está apresentado o hidrograma do dia 12/06/2018, por representar um dia em que a média de vazão do canal principal (esgoto direcionado para os reatores) e a média de vazão de *by-pass* (esgoto encaminhado para as lagoas do Conjunto 2) foram próximas da média geral dos dias analisados. Na Figura 5.6 está apresentado o quadro de informações sobre vazões

médias do período analisado.

Os hidrogramas analisados confirmam a ocorrência frequente de *by-pass* diário e por vezes correspondendo a vazão total afluente à estação. Observa-se também que há uma tendência de que os picos sejam por volta de 14h e 20h, correspondentes aos horários de maior atividade doméstica visto que a ETE atende duas regiões administrativas. As vazões acima da vazão de projeto fazem com que o tempo de detenção hidráulico nas unidades de tratamento seja menor do que o de projeto, comprometendo assim a eficiência do processo. A solução técnica adotada atualmente à problemática de vazão nos horários de pico é direcionar o esgoto diretamente para as lagoas do Conjunto 2, sem passar pelos reatores UASB.

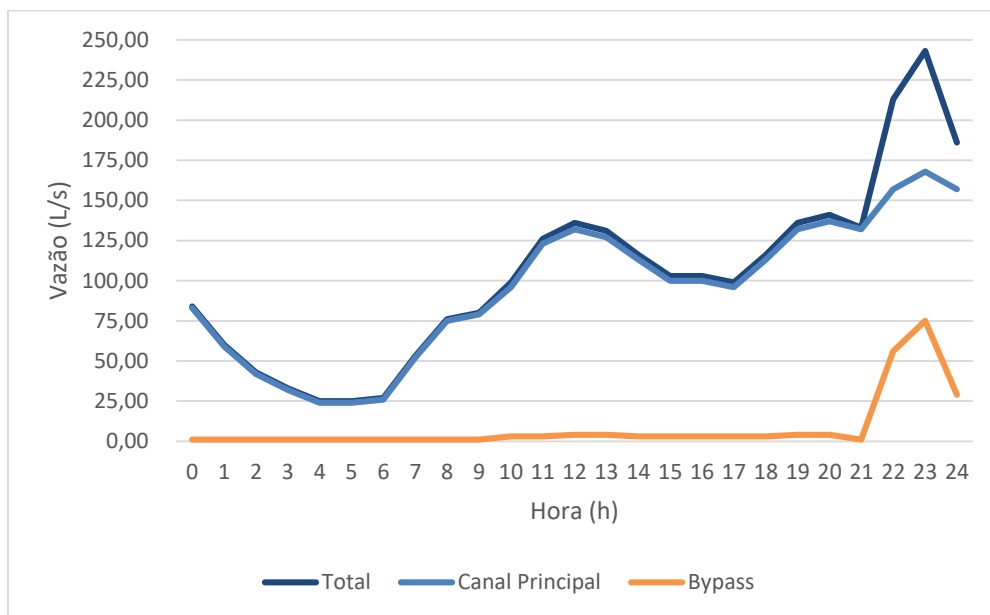


Figura 5.3: Hidrograma de vazão afluente a ETE Paranoá, no dia 26/04/2018.

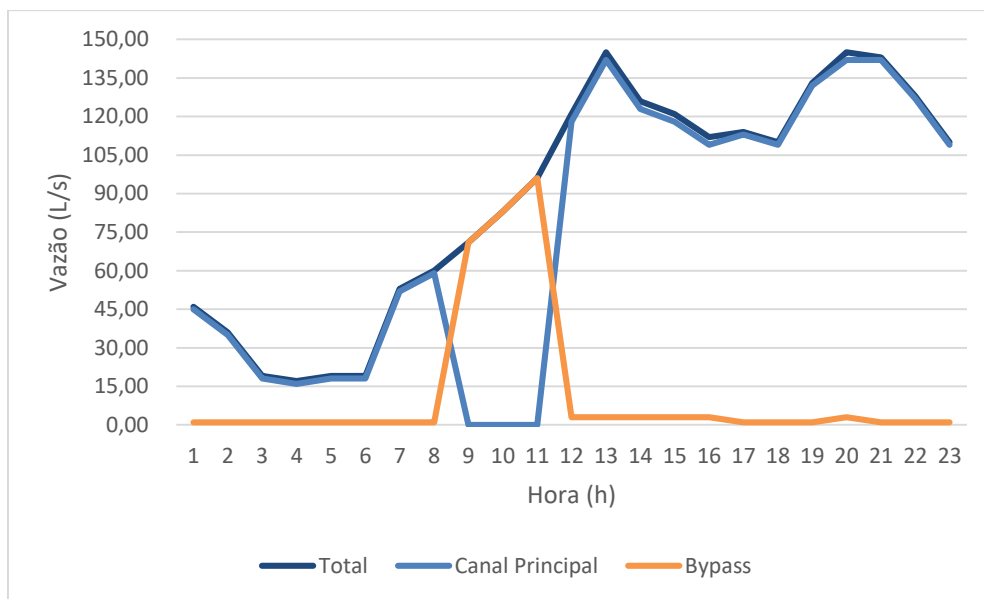


Figura 5.4: Hidrograma de vazão afluyente a ETE Paranoá, no dia 08/05/2018.

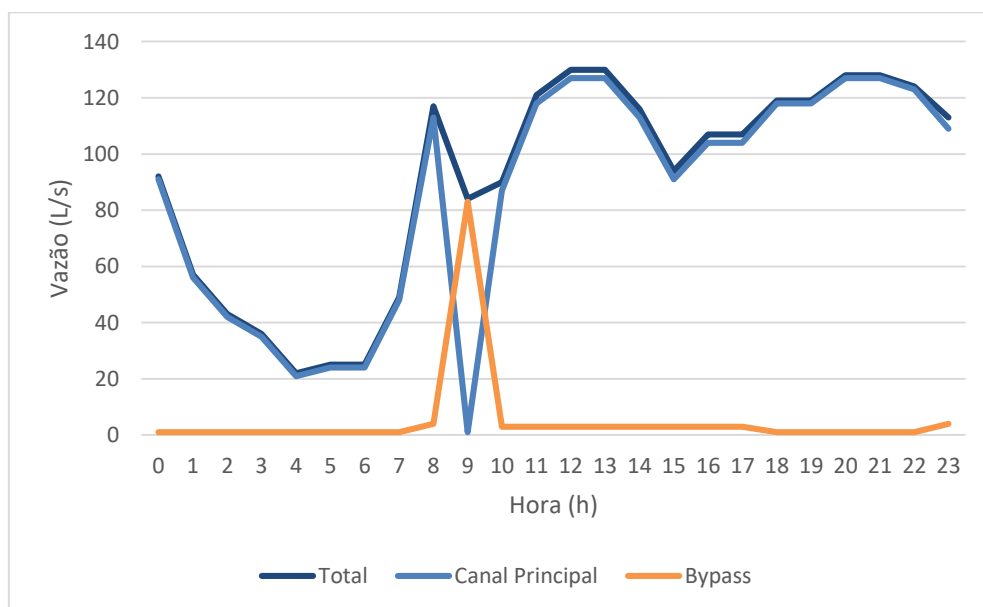


Figura 5.5: Hidrograma de vazão afluyente a ETE Paranoá, no dia 12/06/2018.

RESUMO GERAL					
Data Inicial	22-Abr-2018				
Data Final	16-Jun-2018				
TOTAL	Principal	116.398,00	l/s	419.032,80	m³/h
	Bypass	7.628,00	l/s	27.460,80	m³/h
	Geral	124.026,00	l/s	446.493,60	m³/h
MEDIA	Principal	86,61	l/s	311,78	m³/h
	Bypass	5,68	l/s	20,43	m³/h
	Geral	92,28	l/s	332,21	m³/h

Figura 5.6: Relatório de resumo de vazão afluyente à ETE, de 22/04/2018 a 16/06/2018.

### 5.1.2 - Reatores UASB

Por serem de extrema importância para o funcionamento das lagoas, os reatores UASB também precisam ser avaliados (Figura 5.7). Foram obtidas as informações da utilização de um produto estimulante de micro-organismos utilizados no Reator UASB A (afluyente das LATs 1,2 e 3), com o objetivo de aumentar a eficiência do tratamento. O bioestimulante é da marca Biotreat e ainda não se tem comprovação do efeito no tratamento.



Figura 5.7: Reatores UASB da ETE Paranoá/DF

O Reator C (Figura 4.3) está com a parede interna rompida e, conforme já verificado por Bressan (2016), é desconhecido o estado interno da estrutura deste reator. Bressan (2016) encontrou remoção de DQO no Reator C mais eficiente do que os outros dois reatores.

Nas visitas realizadas, foi possível verificar o transbordamento no Reator C devido

ao baixo diâmetro da tubulação de distribuição que encaminha o esgoto ao Conjunto 3 de LATs e, por isso, foi feita uma reforma para encaminhar, caso haja transbordamentos, a vazão de transbordo para a LAT 4, conforme pode ser visto na Figura 5.8. Observa-se que a saída da tubulação se encontra no meio da lagoa, o que fará com que esta vazão lançada tenha um TDH menor do que o teórico.



Figura 5.8: Tubulação do efluente do Reator C para a LAT 4, para caso ocorra transbordo.

Na Figura 5.9 está mostrado o gráfico *box-plot* da concentração de DQO afluente à estação e nos efluentes dos reatores UASB, gráficos construídos com dados secundários fornecidos pela CAESB, entre abril de 2016 e abril de 2018. Como o reator C não está compartimentado, as análises só estão sendo realizadas em uma das saídas. As eficiências de remoção de DQO dos reatores no período, obtidas pelas médias dos dados observados, foram de 61,13% para o Reator UASB A1, 69,68% para o Reator A2, 65,28% para o Reator B1, 64,75% para o Reator B2 e 67,62% para o Reator UASB C (posição dos reatores pode ser visualizada no fluxograma da ETE na Figura 4.3). Os valores de eficiência de remoção de DQO estão de acordo com o esperado para reatores UASB, que segundo Chernicaró (2007) é de 40 a 80%. Vale ressaltar também que, com os dados de DBO do esgoto afluente à ETE do mesmo período, a relação DQO/DBO apresentou valor médio de 1,7, indicativo de biodegradabilidade do esgoto bruto, de acordo com Jordão e Pessoa (2005).

Destaca-se que a média de DQO do esgoto bruto no período avaliado foi de 1281,80 mg/L, muito acima dos valores apresentados para esgotos em geral, que segundo Jordão e Pessoa (2005) varia de 200 a 800 mg/L. A concentração elevada de DQO afluente a ETE Paranoá é a maior do Distrito Federal, segundo o PDAE/DF (2010).

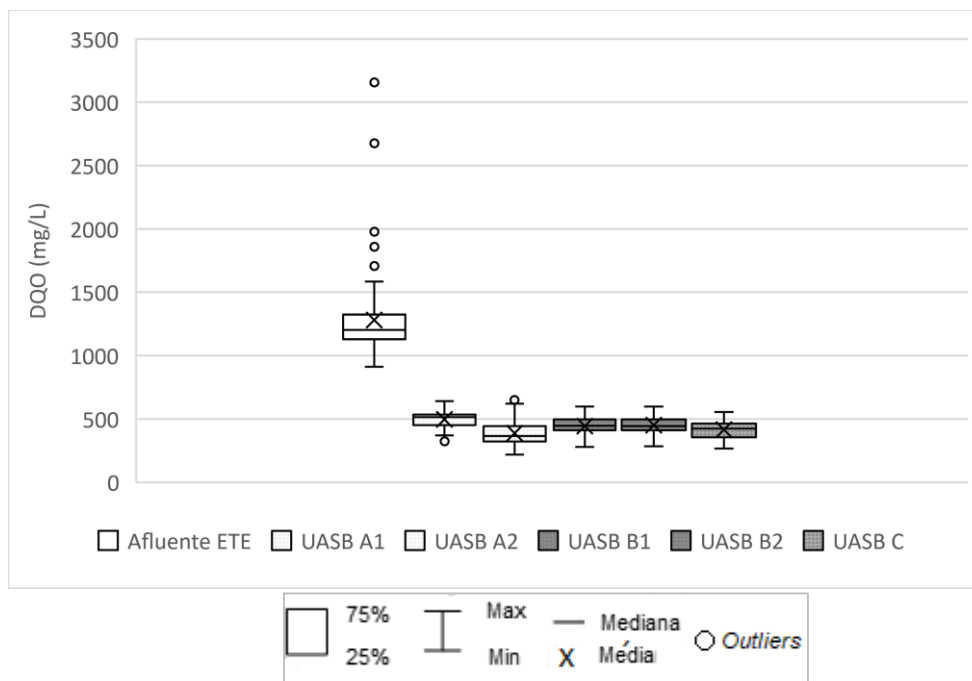


Figura 5.9: *Box-plot*, de dados secundários fornecidos pela CAESB, da concentração de DQO afluente à Estação, entre abril/16 e abril/18.

### 5.1.3 - Lagoas de alta taxa

Dentre as informações fornecidas pela CAESB, destaca-se aqui a operação das lagoas de alta taxa (LATs). Elas podem funcionar em três níveis diferentes de profundidade, sendo eles 30, 45 e 60 cm. Durante o desenvolvimento do trabalho nenhuma delas funcionou com o nível de 30 cm. A lagoa 4 teve seu nível abaixado para 45 cm na 3ª semana do início do monitoramento do projeto, tendo retornado ao seu nível de 60 cm na 5ª semana. As lagoas 1 e 7 tiveram seu nível abaixado por uma semana durante o desenvolvimento do trabalho. Todas as outras lagoas operaram em 60 cm durante todo o decorrer do trabalho. Na finalização do trabalho todas as lagoas estavam operando com a profundidade máxima. Foi observada melhoria na coloração das LATs 1 e 7, mas a LAT 4, por receber frequente *bypass*, não apresentou diferença significativa com a mudança de nível da lagoa.

O controle de nível das lagoas é feito pelo operador de acordo com a coloração observada nas lagoas. Quando as lagoas apresentam coloração marrom ou cinza (Figura 5.10 (a)), o nível é abaixado para que seja possível a entrada de luz em toda profundidade da lagoa, aumentando assim a proliferação de algas, retornando para a cor verde (Figura 5.10 (b)).



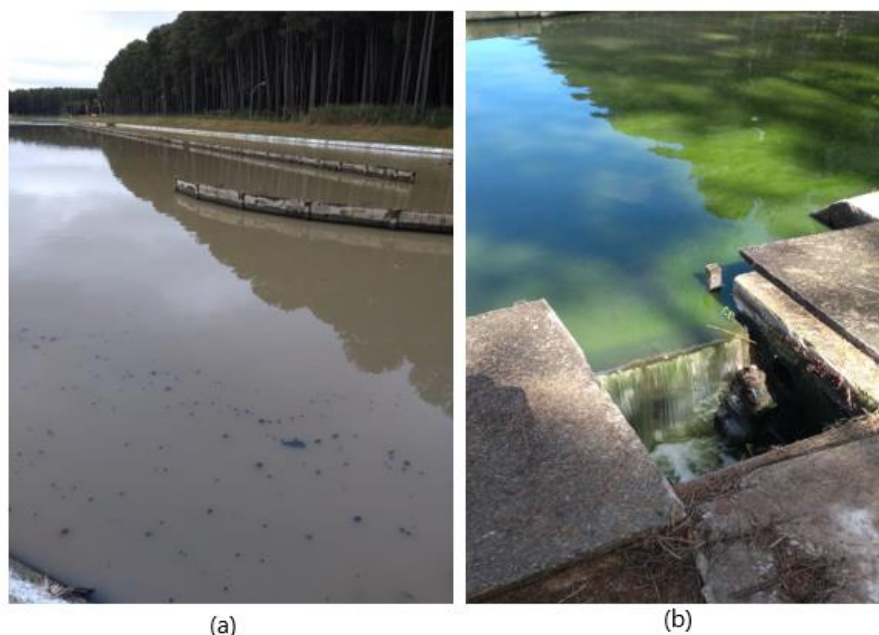


Figura 5.10: Coloração das lagoas - marrom (a) ; verde (b)

Conforme verificado por Truppel (2002), a coloração esverdeada é conferida pelas algas e indicam uma boa condição de funcionamento. Já a cor cinza é a principal indicação de sobrecarga na lagoa, acompanhado por altos valores de DQO, queda do oxigênio dissolvido, associado também a tempos de detenção insuficientes para que ocorram os processos biológicos. A coloração cinza também pode indicar resuspensão do lodo sedimentado no fundo.

Conforme mencionado, devido à sobrecarga hidráulica verificada na ETE Paranoá, também ocorre *by-pass* para o conjunto de lagoas 2, LATs 4 a 6. O que faz com que haja um aumento da demanda de oxigênio para a estabilização da matéria orgânica do esgoto bruto. O choque por carga orgânica elevada também influencia na eficiência das lagoas, principalmente na remoção de DQO (von Sperling, 1986).

A CAESB não monitora as lagoas individualmente, possuindo apenas monitoramento no efluente final da estação, resultante da mistura dos efluentes das 9 lagoas. Na Figura 5.11 é apresentado o gráfico *box-plot* com os dados de monitoramento de DQO, em mg/L, do afluente das lagoas (efluente dos reatores UASB) e do efluente final da ETE (efluente das lagoas), de abril de 2016 a abril de 2018. A etapa de disposição no solo ainda se encontra desativada, portanto o efluente das lagoas é o efluente final da ETE.



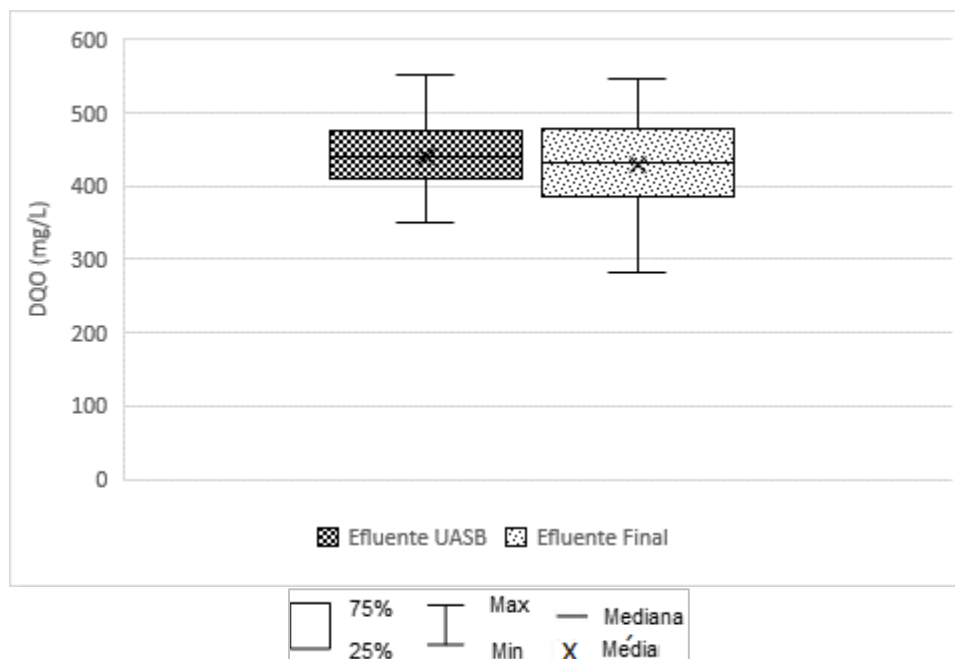


Figura 5.11: *Box-plot* dos dados de concentração média de DQO na saída dos reatores e saída da ETE, de abril/16 a abril/18.

Verifica-se da Figura 5.11 a baixa eficiência de remoção de DQO nas lagoas de alta taxa, que de acordo com von Sperling (1986) deveria ser entre 65 e 80%. Torna-se necessário, portanto, avaliar as lagoas individualmente, para identificar possíveis problemas e respectivas soluções.

Durante as visitas técnicas foram realizadas algumas constatações. Os propulsores de todas as LATs estão funcionando normalmente. Foi verificado crescimento de vegetação nas LATs 4, 5, 6 e 7 (Figura 5.12) que segundo von Sperling (1986) pode ser causado pelo baixo nível de operação das lagoas, sendo necessário cortar tais vegetais para que não interfiram nas reações ocorridas nas lagoas e na hidrodinâmica das unidades.

Segundo von Sperling (1986), a cor predominante na lagoa é um indicador sobre as condições de funcionamento. Observou-se que a LAT 4 apresentou coloração marrom avermelhada, que pode ser interpretada como uma sobrecarga de matéria orgânica e presença de bactérias fotossintéticas oxidantes de sulfetos, que não produzem oxigênio e nem contribuem para remoção de matéria orgânica.

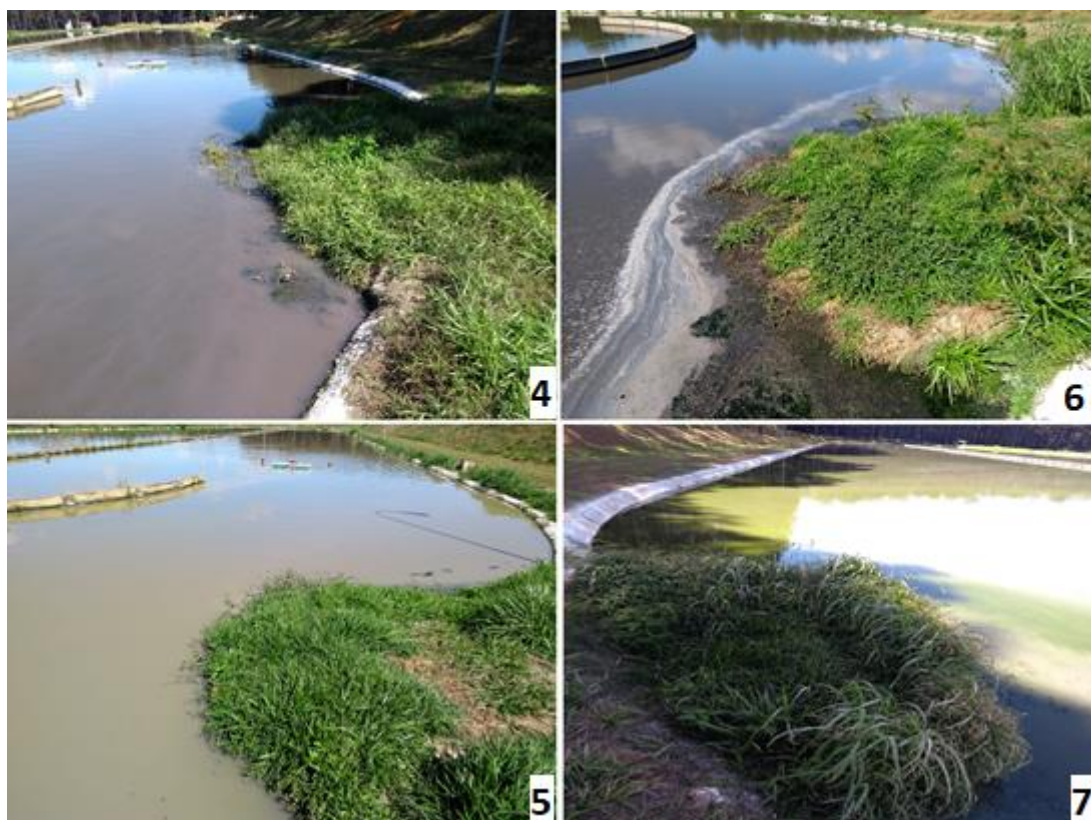


Figura 5.12: Presença de vegetação nas LATs

A LAT 5 apresentou coloração verde amarelada (Figura 5.12) podendo significar o crescimento de rotíferos, protozoários ou crustáceos que se alimentam das algas, que caso a condição persista pode gerar um decréscimo de OD. Na LAT 6 se verificou elevada concentração de sólidos em suspensão e a presença de espuma, que pode ter ocorrido por causa do lançamento de material estranho, placas de lodo desprendidas do fundo, e devido à pouca circulação, e atuação do vento (von Sperling, 1986).

Na Figura 5.13 está apresentado o box-plot de concentração de DQO, no período de abril de 2016 a abril de 2018, do afluente e do efluente final da estação. A média de eficiência de remoção global foi de 66,6%, correspondente praticamente a eficiência dos reatores UASB e abaixo da necessidade do desempenho esperado para o sistema, quando do dimensionamento segundo Neder e Harada (1997), é de 90%.

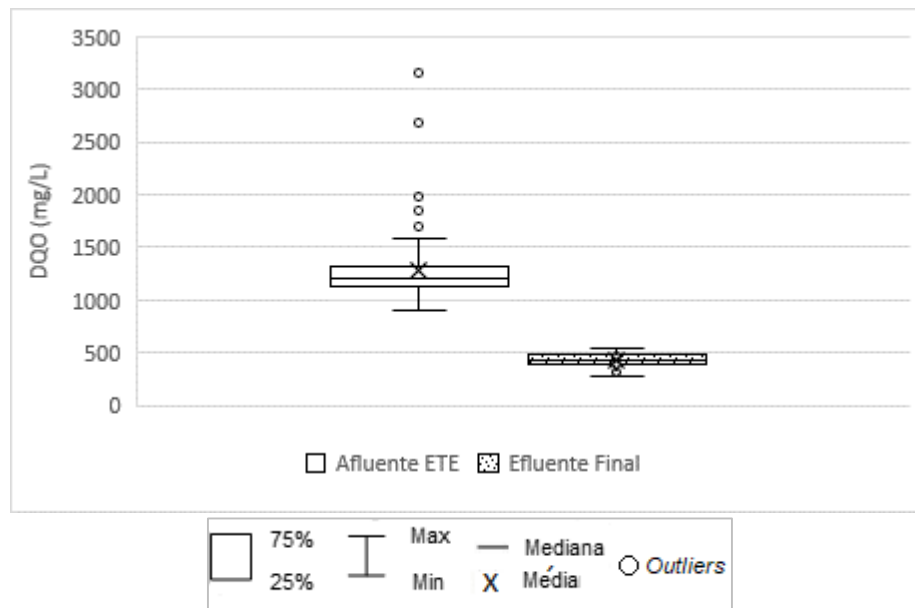


Figura 5.13: *Box-plot* dos dados de concentração média de DQO na entrada e saída da ETE, de abril/16 a abril/18.

## 5.2 - MONITORAMENTO DAS LAGOAS

Conforme metodologia proposta no capítulo 4, serão apresentados os resultados experimentais obtidos. No Apêndice I estão apresentadas as tabelas contendo a estatística descritiva dos resultados.

### 5.2.1 - DQO

Foram realizadas duas coletas para análise de DQO bruta. Na Tabela 5.1 são apresentadas as médias dos valores de DQO bruta (mg/L) da saída dos reatores UASB (afluentes A, B e C) e os efluentes das lagoas de alta taxa (LAT 1 a 9), assim como as eficiências de remoção de DQO.

Observa-se que foram obtidos valores negativos de eficiência de remoção de DQO bruta. A principal justificativa é devido ao carreamento de algas junto do efluente das lagoas, mas cabe também destacar problemas operacionais da estação, como a presença de lodo proveniente dos reatores UASB nas lagoas, fato observado na LAT 7 (Figura 5.14).

Tabela 5.1: Valores de DQO bruta (mg/L) dos afluentes e efluentes das lagoas, bem como as respectivas eficiências de remoção.

Local	DQO bruta (mg/L)	Eficiência (%)
Afluente A	406	
LAT 1	408	-0,6
LAT 2	375	7,5
LAT 3	376	7,3
Afluente B	358	
LAT 4	511	-42,7
LAT 5	429	-19,8
LAT 6	474	-32,4
Afluente C	454	
LAT 7	496	-9,4
LAT 8	425	6,2
LAT 9	356	21,4

Segundo von Sperling (1986), a eficiência de remoção de DQO por lagoas de estabilização variam de 65 a 80%, valores não encontrados para as lagoas de alta taxa da ETE Paranoá.

Lima (2006) também encontrou valores negativos de eficiência de remoção de DQO em uma lagoa facultativa como última etapa de tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Rodrigues *et al* (2009) também encontraram baixa eficiência de remoção de DQO, relacionando com as características do efluente do reator UASB, destacando a matéria orgânica de mais difícil degradação e a concentração elevada de sólidos suspensos. Brito *et al* (1997) encontraram valores negativos de eficiência de remoção de matéria orgânica em uma lagoa de maturação, justificado por perdas de picos de sólidos (algas) e também variação da carga aplicada, submetendo a lagoa a sobrecarga aplicada em que a lagoa passa a funcionar apenas como um amortecedor de carga. Pontes (2016) também encontrou no efluente de lagoas de polimento concentração de DQO maiores do que afluente, resultante da elevada concentração de biomassa algal, que é constituinte da matéria orgânica e predominou no meio.



Figura 5.14: Presença de lodo proveniente do reator UASB na LAT 7, em 25/05/2018.

Os resultados de DQO filtrada (fração dissolvida e coloidal) estão apresentados nas Figuras 5.15, 5.16 e 5.17, na forma de *box-plot*, divididos em três conjuntos (um reator e três LATs). A variabilidade dos dados é justificada principalmente pela variabilidade de cargas orgânica e hidráulica que chegam a estação.

Observa-se que mesmo para DQO filtrada as LATs 2, 3, 4 e 6 apresentaram maior valor de DQO do que seus respectivos afluentes, representando eficiência negativa de remoção da matéria orgânica. O conjunto 3 de lagoas (LATs de 7 a 9) foi o único que apresentou eficiência positiva de remoção de DQO filtrada para as três lagoas, sendo este, portanto, o conjunto com melhores resultados de eficiência de remoção de DQO filtrada, mas que permanece abaixo de 65%, valor mínimo esperado de eficiência de remoção de DQO por von Sperling (1986). Na Figura 5.18 são apresentados os resultados de eficiência de remoção de DQO filtrada para as LATs, em forma de *box-plot*.

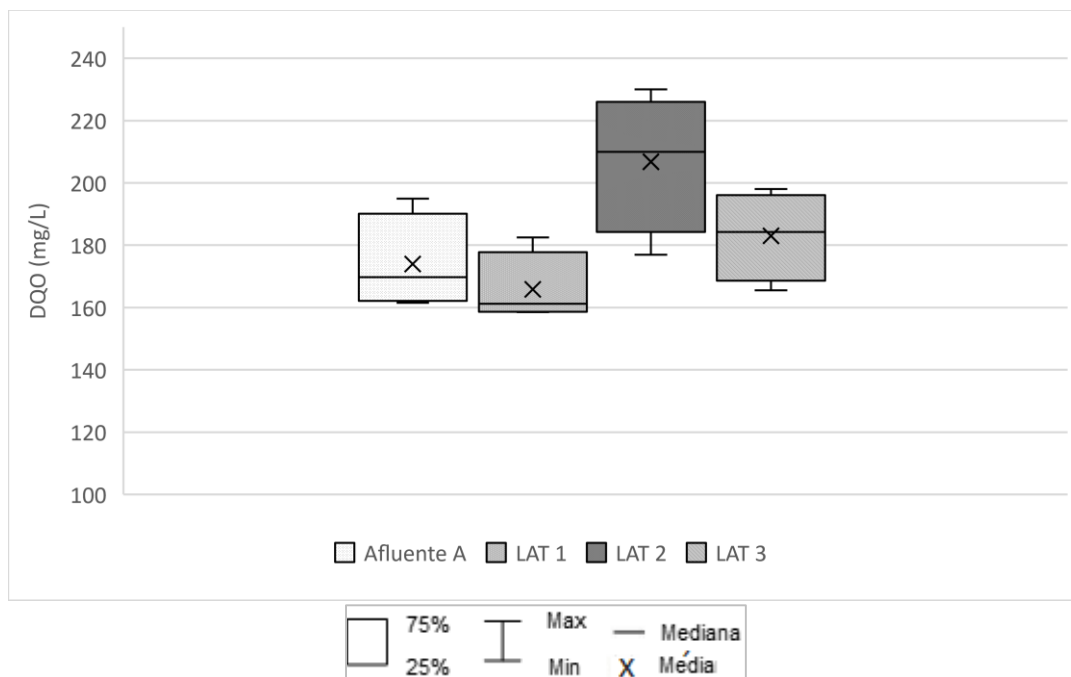


Figura 5.15: *Box-plot* de DQO filtrada, em mg/L, do Conjunto 1 (Efluente Reator UASB A e LATs de 1 a 3).

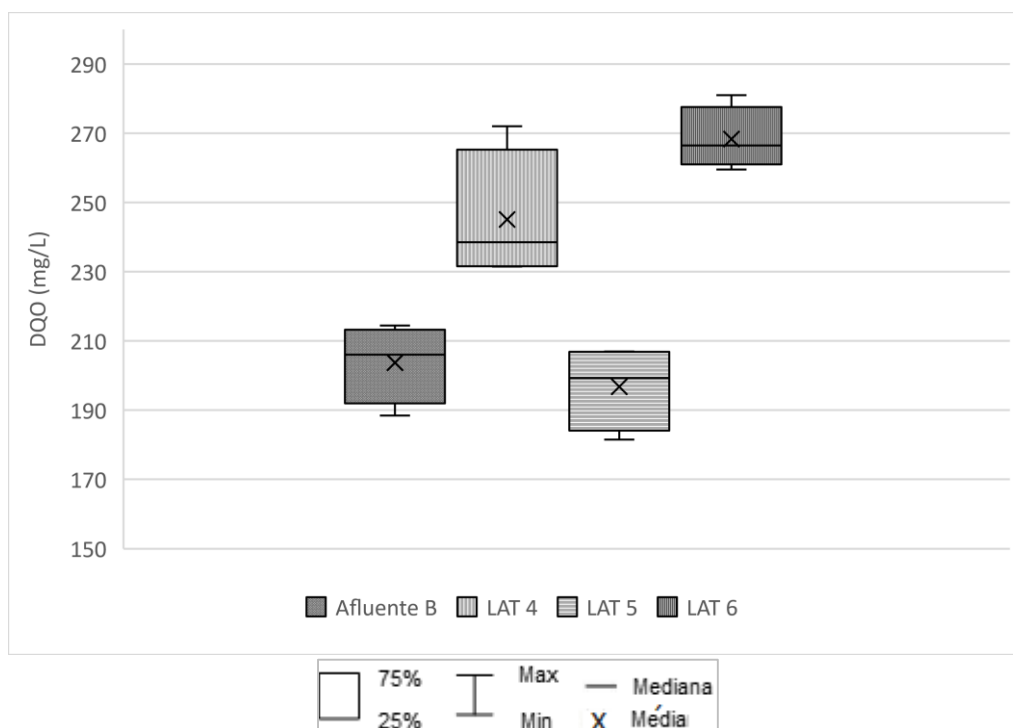


Figura 5.16: *Box-plot* de DQO filtrada, em mg/L, do Conjunto 2 (Efluente Reator UASB B e LATs de 4 a 6).

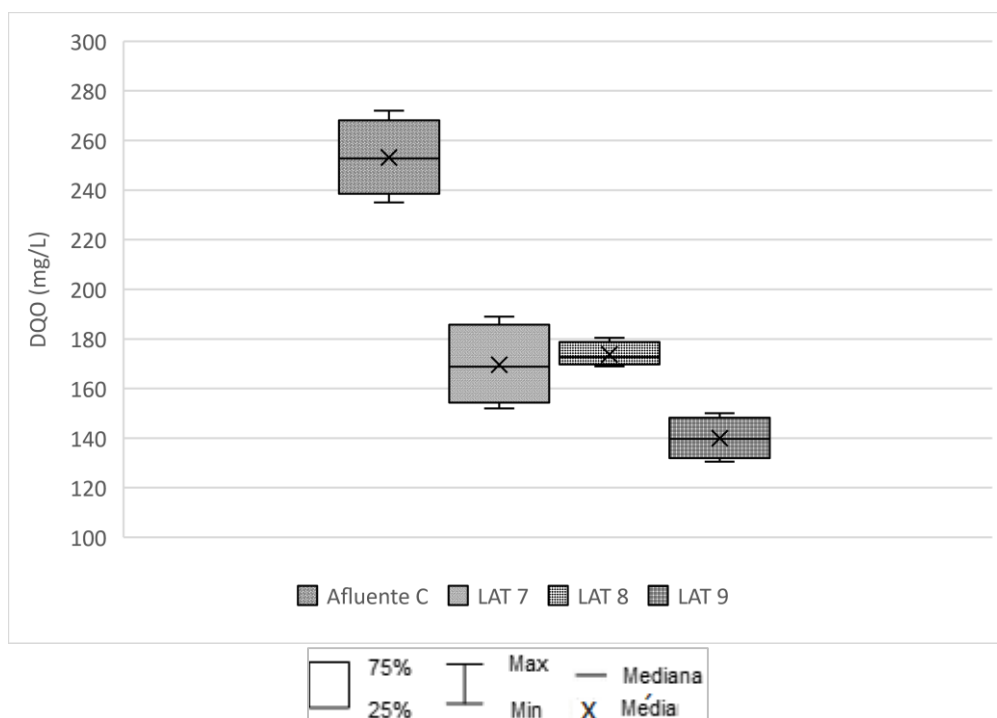


Figura 5.17: *Box-plot* de DQO filtrada, em mg/L, do Conjunto 3 (Efluente Reator UASB C e LATs de 7 a 9).

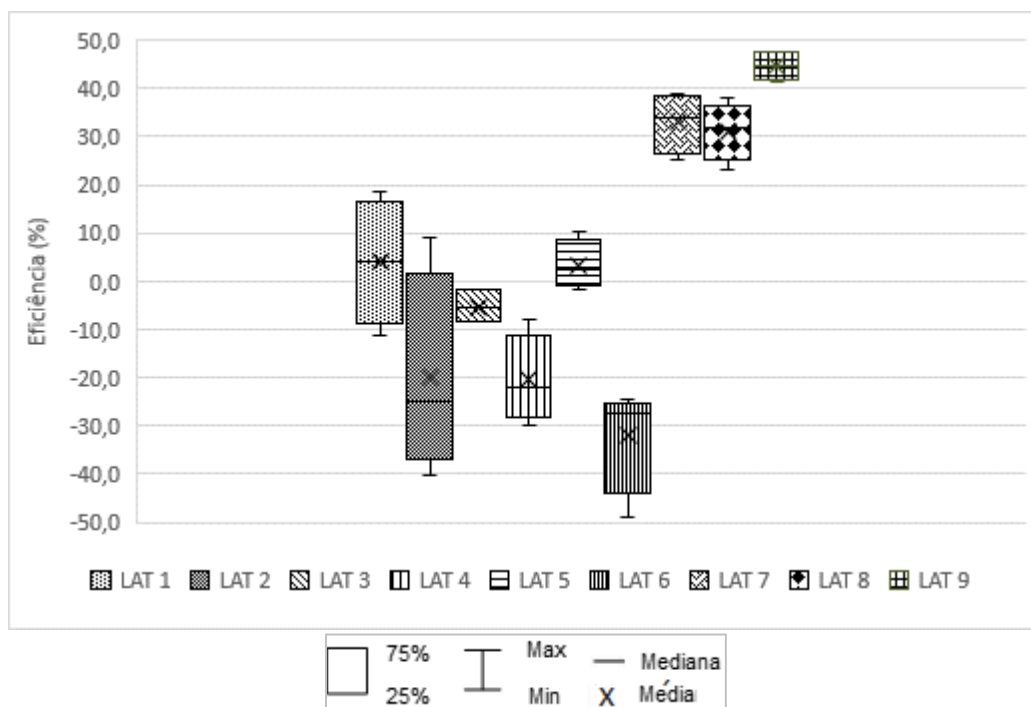


Figura 5.18: *Box-plot* da eficiência (%) de remoção de DQO filtrada nas lagoas de alta taxa.

Por fim, em uma única análise, mediu-se a DQO solúvel. Os resultados são apresentados na Figura 5.19, bem como a eficiência de remoção das LATs.

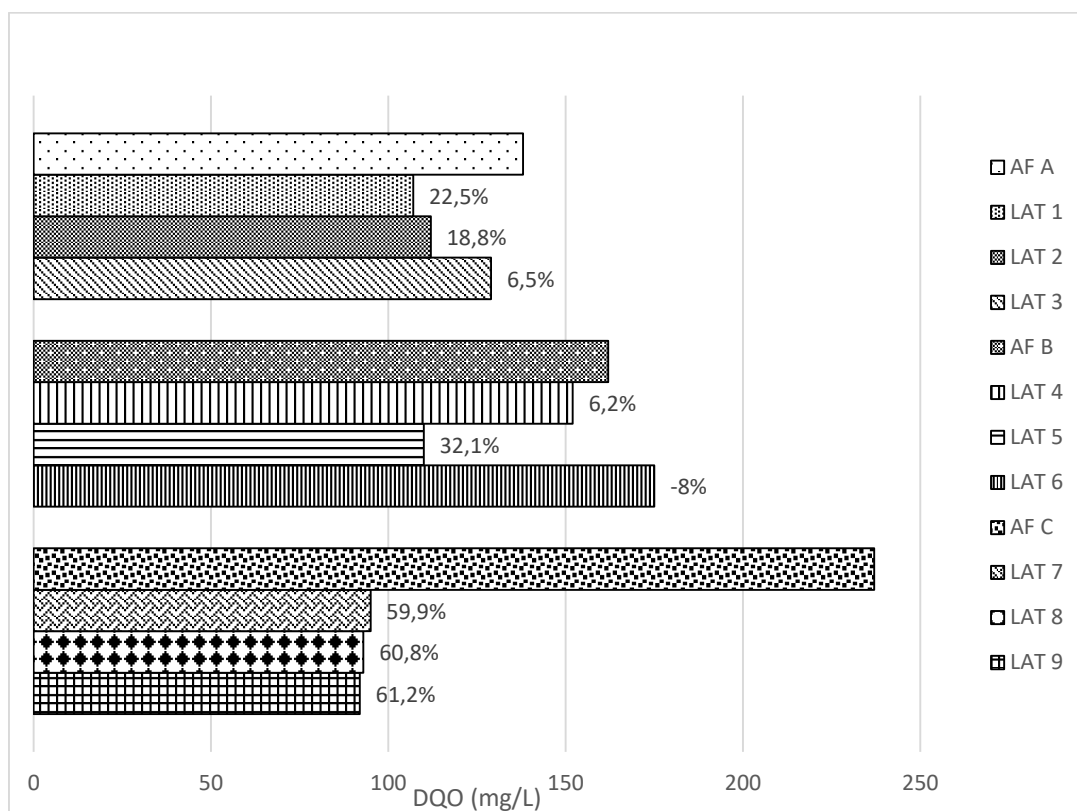


Figura 5.19: Resultados de DQO solúvel.

Observa-se, novamente, da Figura 5.19 que as LATs 7, 8 e 9 apresentam maior remoção, com eficiência de remoção de matéria orgânica solúvel em torno de 60%, próximas do esperado por lagoas de estabilização.

Segundo von Sperling (2016) a matéria orgânica mais rapidamente biodegradável se apresenta usualmente na forma solúvel, enquanto a lentamente biodegradável encontra-se normalmente na forma particulada. Portanto, o baixo tempo de detenção hidráulico das lagoas de alta taxa, associado a possíveis problemas hidrodinâmicos, pode ter influenciado em menor eficiência de remoção da DQO filtrada.

Conclui-se que as lagoas 4 e 6 apresentam os piores resultados de remoção de DQO. Mas considerando a DQO bruta, todas encontram-se em situação crítica, com baixa ou nenhuma eficiência de remoção.

## 5.2.2 - Alcalinidade, ácidos orgânicos voláteis e pH

O pH, a alcalinidade e os ácidos orgânicos voláteis são fatores ambientais



importantes para o controle e a operação adequada de processos de tratamento. Os resultados de pH estão apresentados na Figura 5.20, na forma de *box-plot*, para os afluentes e efluentes das LATs.

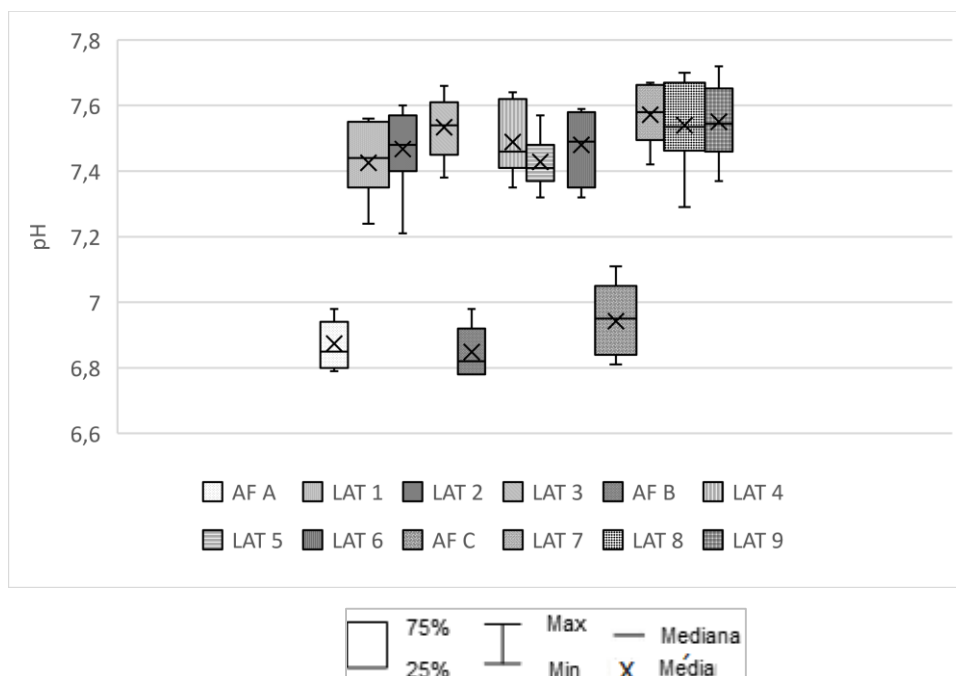


Figura 5.20: *Box-plot* dos resultados de pH

Em reatores anaeróbios o pH ótimo desejável é entre 6,6 e 7,4, por permitir o crescimento dos micro-organismos produtores de metano. O pH acima de 8,3 e abaixo de 6,0 pode inibir a atividade desses micro-organismos metanogênicos (Chernicaró, 2007). Observa-se que os valores médios de pH para os efluentes dos reatores UASB A, B e C são 6,87, 6,85 e 6,94, respectivamente, considerados como pH ideal de funcionamento. Mesmo os valores de máximo e mínimo não saíram do ideal.

Levando em consideração que as lagoas de alta taxa da ETE Paranoá são rasas (profundidades menores do que 1,0 m), era esperado elevação do pH por causa de elevada atividade fotossintética, proporcionada pela penetração da energia luminosa ao longo da coluna de água e consumo da acidez carbônica (Chernicaró, 2001). O pH elevado, juntamente com altas concentrações de oxigênio dissolvido e a temperatura, tem grande influência na remoção de patógenos e de nutrientes, destacando-se a volatilização da amônia e precipitação de fosfatos. Valores próximos do pH neutro são característicos de lagoas anaeróbias e em lagoas facultativas ocorrem variações de 7,5 a 8,9 (Andrade Neto, 1997).

Observa-se que os valores de pH das LATs 1 a 9 não ultrapassam a média de 7,57,

com máximo de 7,72 para a LAT 9. Os valores de pH esperados para lagoas de estabilização predominantemente aeróbias, em que há elevada atividade de fotossíntese, podem ficar acima de 9 (von Sperling, 1986), fato não observado nas lagoas da ETE Paranoá. Isso pode ter ocorrido por alta carga orgânica e baixa atividade fotossintética. Destaca-se também que, de acordo com Kellner e Pires (1998), os valores de pH encontrados nas LATs da ETE Paranoá estão dentro do adequado para crescimento das bactérias.

Pontes (2016) encontrou pH médio de 8,6 em lagoas de polimento com profundidades variando de 0,44 a 0,57 m. O aumento do pH verificado foi devido ao consumo de  $\text{CO}_2$  e liberação de radicais hidroxila e radicais livres de oxigênio pelas algas. O pH das LATs da ETE Paranoá pode não ter aumentado tanto devido a um baixo crescimento da biomassa algal.

No monitoramento de reatores UASB, a verificação da alcalinidade (medida representativa da capacidade de neutralização dos ácidos) é uma avaliação muito importante, constituindo uma rápida resposta a variações no pH, que podem consumir elevada quantidade de alcalinidade. Portanto, em casos em que a alcalinidade é gerada pelo esgoto afluente bruto, elevados valores são desejados para poder tamponar o aumento na concentração de ácidos voláteis (redução do pH), diminuindo assim os efeitos sobre a estabilidade do sistema (Chernicaró, 2007). Na Tabela 5.3 são apresentados os valores de alcalinidade total ( $\text{mg/L CaCO}_3$ ) e nas Figuras 5.21, 5.22 e 5.23 estão apresentados os gráficos *box-plot* para os Conjuntos 1, 2 e 3, respectivamente.

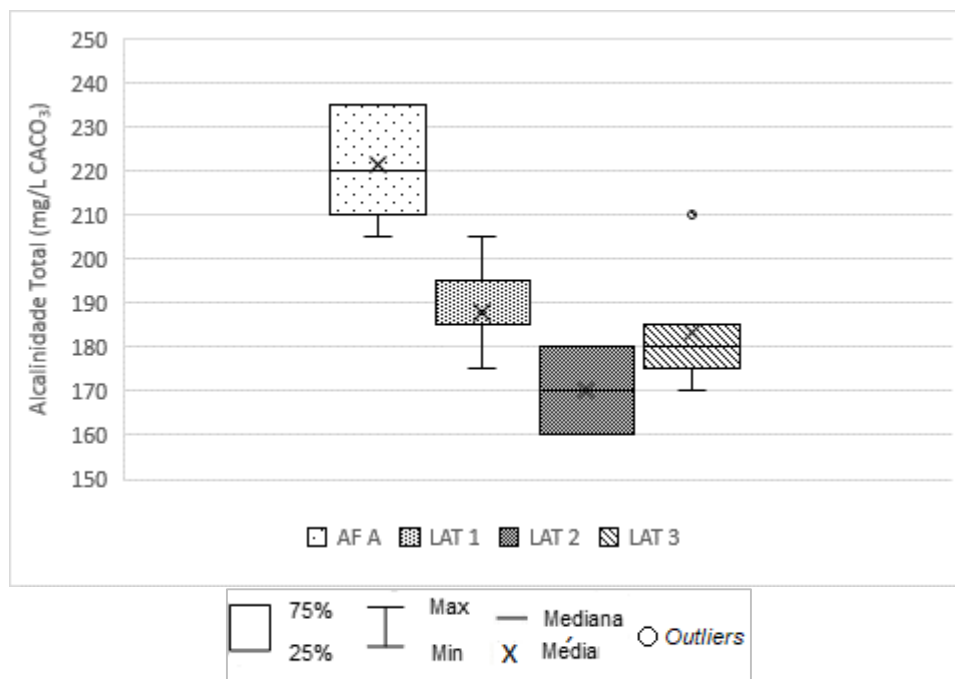


Figura 5.21: *Box-plot* de alcalinidade total, em mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ , do Conjunto 1 (Efluente Reator UASB A e LATs de 1 a 3).

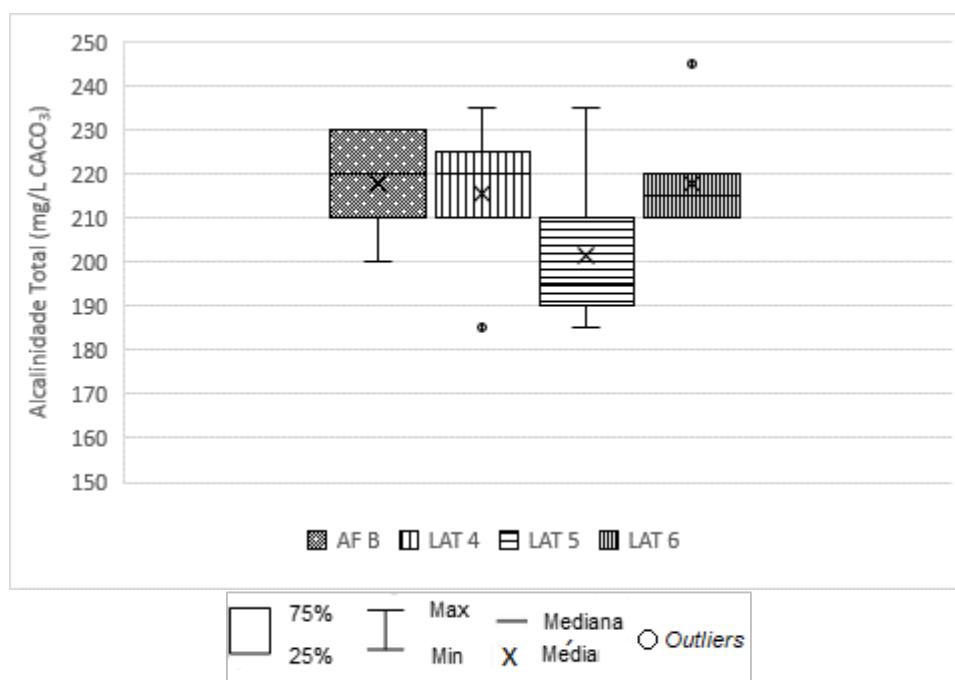


Figura 5.22: *Box-plot* de alcalinidade total, em mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ , do Conjunto 2 (Efluente Reator UASB B e LATs de 4 a 6).

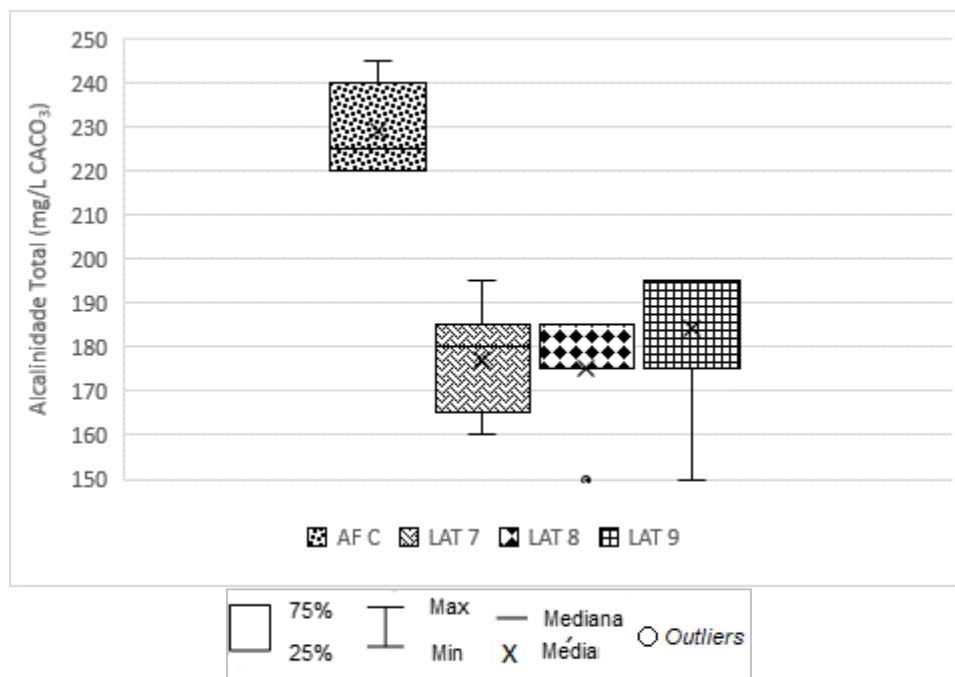


Figura 5.23: *Box-plot* de alcalinidade total, em mg CaCO<sub>3</sub>/L, do Conjunto 3 (Efluente Reator UASB C e LATs de 7 a 9).

Observa-se dos gráficos *box-plot* (Figuras 5.21 a 5.23) uma tendência da redução de alcalinidade total no efluente das LATs, justificado pela ocorrência de processos oxidativos e geração de CO<sub>2</sub> nos processos de respiração das bactérias e algas nos períodos diurnos e noturnos, conforme verificado por Ursulino *et al* (2013). Constata-se que as LATs 4 e 6 apresentaram valores médios de alcalinidade total próximos ao do reator B (afluente B) e como, de acordo com Chernicaró (2002), o consumo de alcalinidade se dá por remoção de amônia e acentuada atividade fotossintética. Dessa forma, essas lagoas podem não estar sendo efetivas no tratamento.

Os resultados de ácidos orgânicos voláteis – AOV estão apresentados na Figura 5.24. Os AOV são gerados pela acidogênese das substâncias resultantes da etapa da hidrólise (ocorrida na digestão anaeróbia dos reatores UASB), são importantes para relacionar com os resultados de alcalinidade total e alcalinidade a bicarbonato, para que um aumento de ácidos voláteis seja verificado sem atrapalhar na operação dos reatores (Sant’Anna Jr, 2010). Os resultados para AOV estão apresentados na Tabela 5.2.

Observa-se que nas LATs 4 e 6 há um aumento de AOV, quando comparadas com o Afluente B. Conforme discutido por Soares *et al* (2017) os ácidos voláteis são gerados pela digestão anaeróbia na acidogênese, etapa posterior a hidrólise e considerada estritamente anaeróbia, o que pode significar que ocorre atividade anaeróbia nessas lagoas. Verifica-se também um valor maior de AOV no Reator C, comparado com os outros dois.

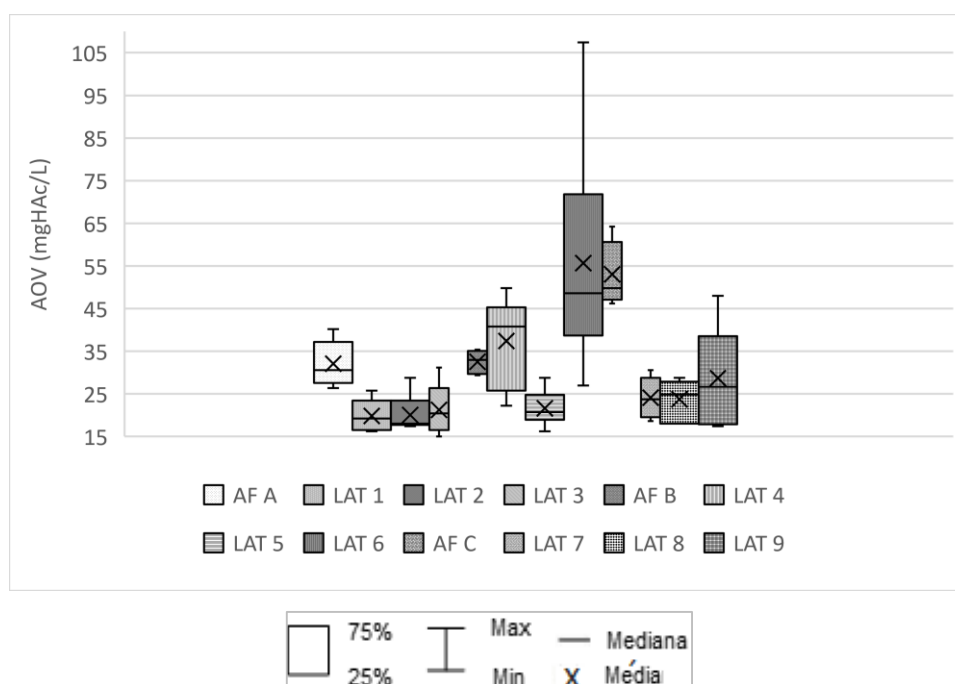


Figura 5.24: *Box-plot* dos resultados de ácidos orgânicos voláteis, em mg/L de HAc.

A relação AOV/AT e AI/AP para o efluente dos três reatores (AF A a C) é apresentada na Tabela 5.2. Sendo que a alcalinidade parcial (AP) corresponde praticamente à alcalinidade bicarbonato, enquanto a alcalinidade intermediária (AI) é equivalente à alcalinidade dos ácidos voláteis. A análise de tais relações é proposta por Sant’Anna (2010) e por Chernicaró (2007) e proporciona verificação da estabilidade dos reatores UASB, importantes para garantir a qualidade do afluente das LATs, não gerando sobrecarga orgânica.

Tabela 5.2: Valores de relação entre as alcalinidades para análise da operação dos reatores UASB da ETE Paranoá.

		AF A	AF B	AF C
AOV/AT	n	5	5	5
	Média	0,14	0,15	0,23
	DP	0,02	0,01	0,03
AI/AP	n	7	7	7
	Média	0,46	0,50	0,54
	DP	0,11	0,09	0,11

Legenda: n: número de dados; AOV: ácidos orgânicos voláteis; AT: alcalinidade total; AI: alcalinidade intermediária; AP: alcalinidade parcial; DP: desvio padrão; AF: afluente.

Segundo Sant’Anna (2010), para a relação de AOV/AT recomenda-se que esse parâmetro esteja entre 0,06 e 0,2, portanto os efluentes dos reatores A e B estão dentro do

desejado, enquanto o reator C está um pouco acima do desejado. Já segundo a análise da relação AI/AP, mostrada por Chernicaró (2007), valores acima de 0,3 indicam ocorrência de distúrbio na digestão anaeróbia. Os valores para os três reatores estão acima do considerado ideal, mas é possível que haja estabilidade mesmo em valores diferentes de 0,3, sendo necessário avaliar outros parâmetros.

### 5.2.3 - Amônia

As Figuras 5.25, 5.26 e 5.27 mostram os gráficos *box-plot* de concentração de nitrogênio amoniacal obtidos para os conjuntos de 1 a 3, respectivamente.

O mais importante mecanismo de remoção de nitrogênio nas lagoas de estabilização é de volatilização da amônia (dessorção da amônia para a atmosfera), que ocorre em altos valores de pH, devido a maior presença de amônia livre –  $\text{NH}_3$ . Em valores de pH próximos do neutro, boa parte da amônia se encontra em  $\text{NH}_4^+$ , o que dificulta a remoção. Por isso, em lagoas de estabilização a remoção de nitrogênio amoniacal não é maior do que 50% (von Sperling, 1986).

Como o pH das lagoas se manteve próximo do neutro, a remoção de amônia, pelas lagoas de alta taxa, deve ter sido principalmente pela assimilação das algas e pela nitrificação. Tal fato também foi constatado por D'Alessandro *et al* (2015) em lagoa de maturação e lagoa facultativa no Goiás/BR.

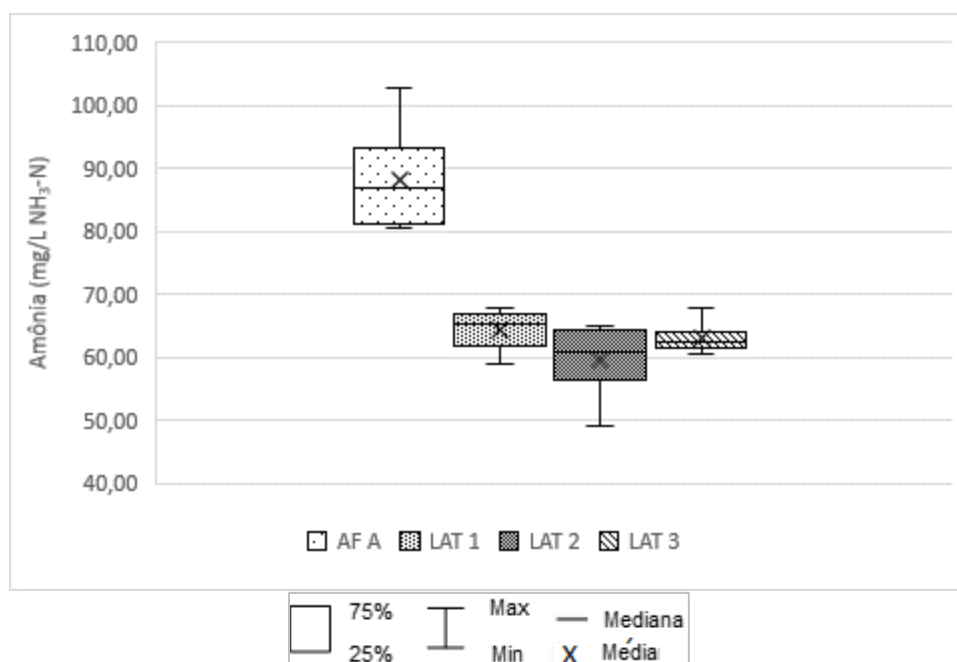


Figura 5.25: *Box-plot* de concentração de amônia, em mg  $\text{NH}_3\text{-N}$  /L, do Conjunto 1 (Efluente Reator UASB A e LATs de 1 a 3).

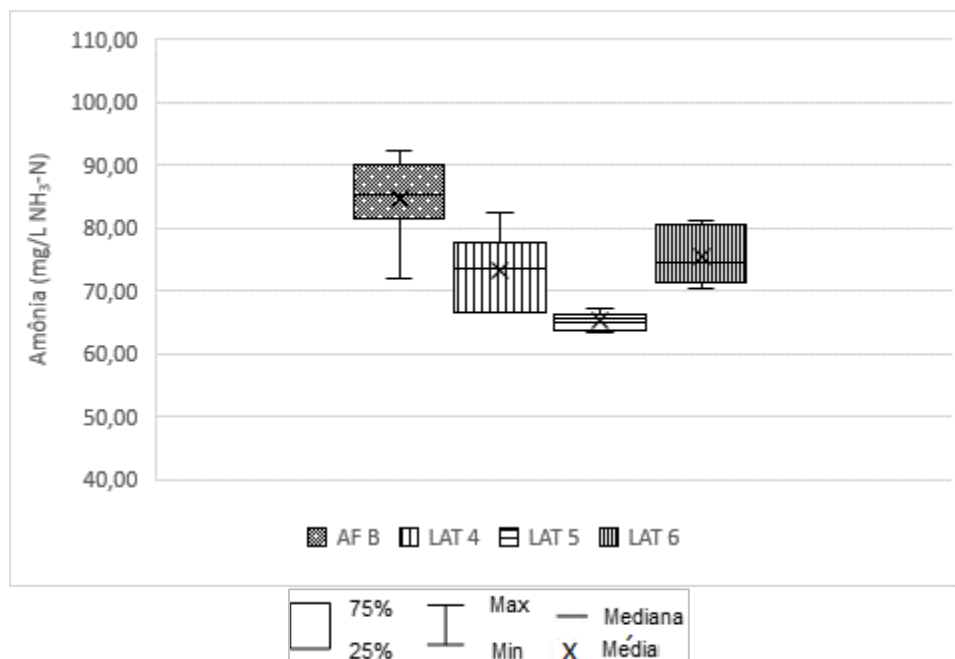


Figura 5.26: *Box-plot* de concentração de amônia, em mg  $\text{NH}_3\text{-N}$  /L, do Conjunto 2 (Efluente Reator UASB B e LATs de 4 a 6).

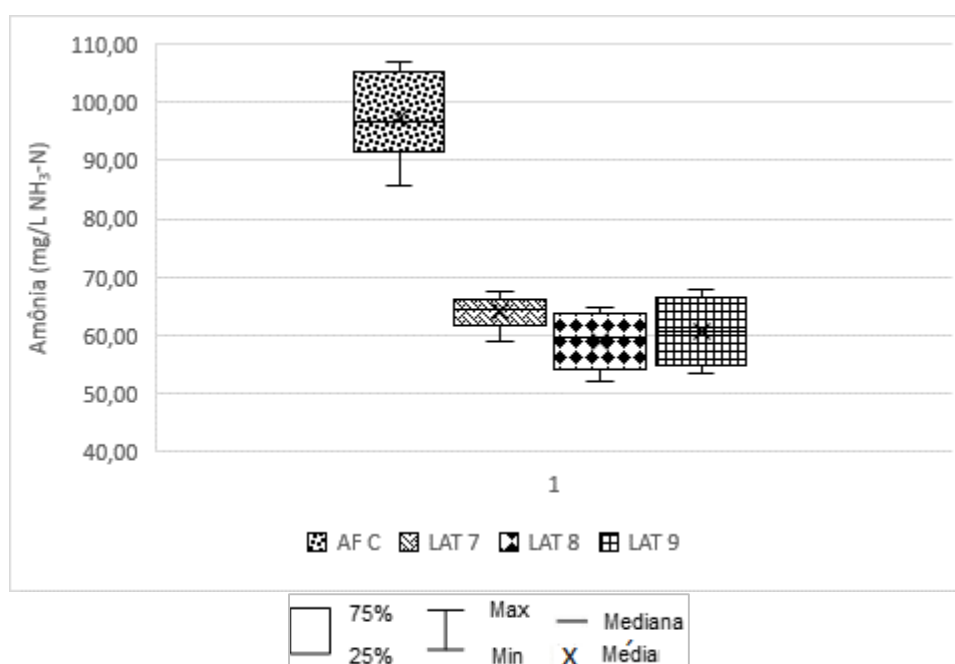


Figura 5.27: *Box-plot* de concentração de amônia, em mg  $\text{NH}_3\text{-N}$  /L, do Conjunto 3 (Efluente Reator UASB C e LATs de 7 a 9).

As eficiências de remoção de amônia das LATs de 1 a 9 estão apresentadas na Figura 5.28, na forma de *box-plot*.

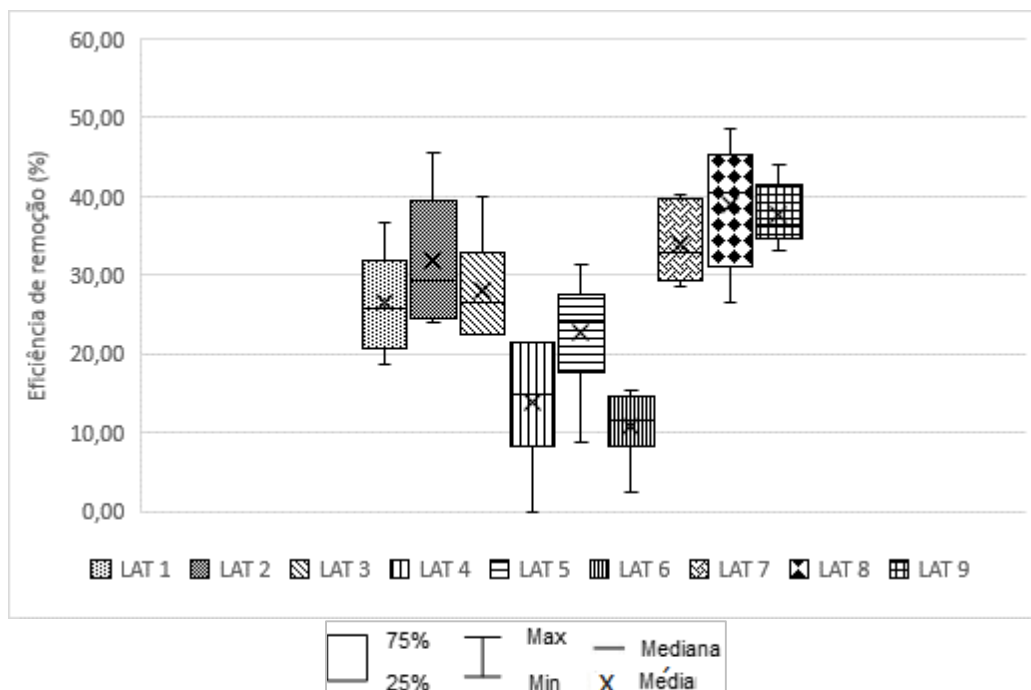


Figura 5.28: *Box-plot* da eficiência (%) de remoção de amônia nas lagoas de alta taxa.

Observa-se, por meio da Figura 5.28, que todas as lagoas apresentaram remoção menor do que 50%, sendo que a LAT 8 apresentou a maior média, de 38,85%, atingindo máximo de 48,71%. As LATs do Conjunto 2 apresentaram as menores eficiências, sendo que as LATs 4 e 6 obtiveram eficiências menores do que 15%.

#### 5.2.4 - Ortofosfato

As Figuras 5.29, 5.30 e 5.31 mostram os gráficos *box-plot* obtidos para os resultados de concentração de ortofosfato encontrados para os conjuntos de 1 a 3, respectivamente, em que é possível verificar uma boa remoção de ortofosfato, com exceção das LATs 4 e 6.

Segundo Chernicaro (2002), a eficiência de remoção de ortofosfatos em lagoas de estabilização rasas, caso das lagoas da ETE Paranoá, situa-se entre 60 e 80%. A remoção também é relacionada com o pH, mas apresenta menos dependência do que para a remoção de nitrogênio. Na Figura 5.32 são mostrados, em forma de *box-plot*, os resultados da eficiência de remoção para as LATs. Observa-se que, com exceção das LATs 4 e 6, que apresentaram médias de eficiência de remoção menores do que 40%, as LATs apresentaram médias de remoção acima de 80%, valor acima do esperado pela literatura.



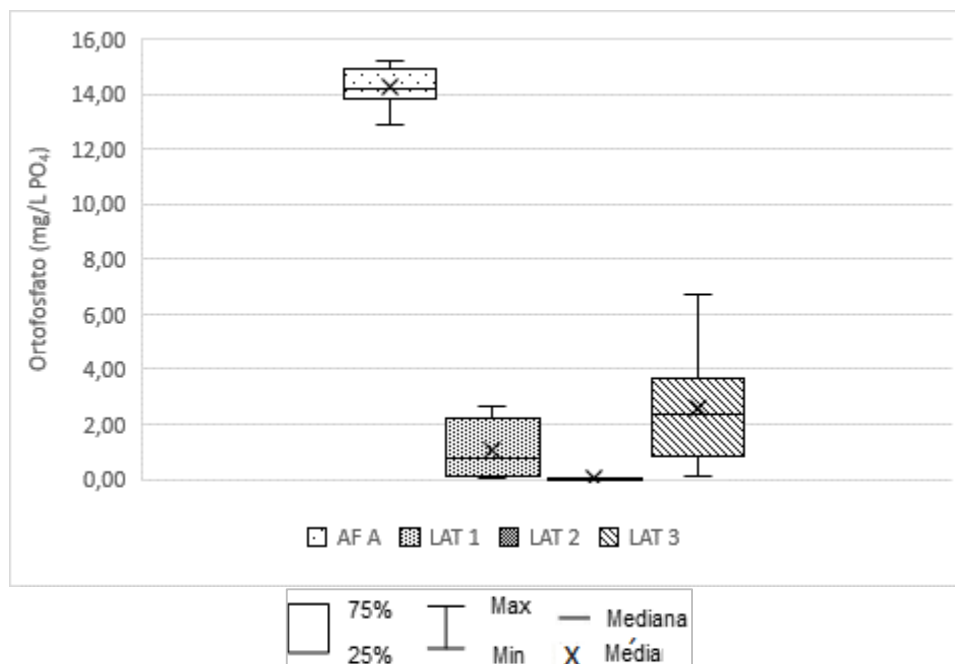


Figura 5.29: *Box-plot* de concentração de ortofosfato, em  $\text{mg PO}_4^{3-}/\text{L}$ , do Conjunto 1 (Efluente Reator UASB A e LATs de 1 a 3).

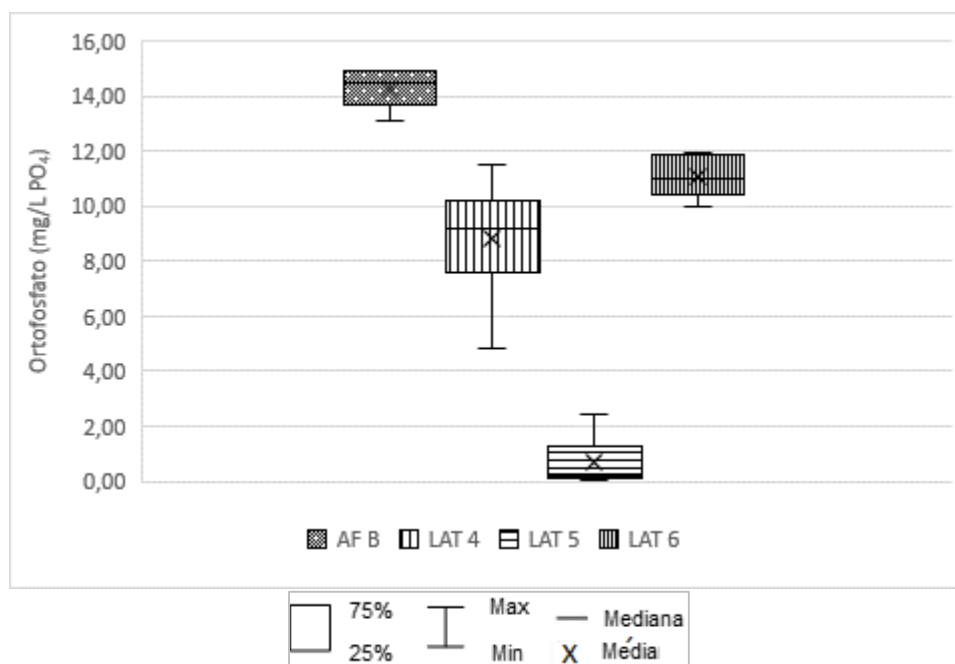


Figura 5.30: *Box-plot* de concentração de ortofosfato, em  $\text{mg PO}_4^{3-}/\text{L}$ , do Conjunto 2 (Efluente Reator UASB B e LATs de 4 a 7).

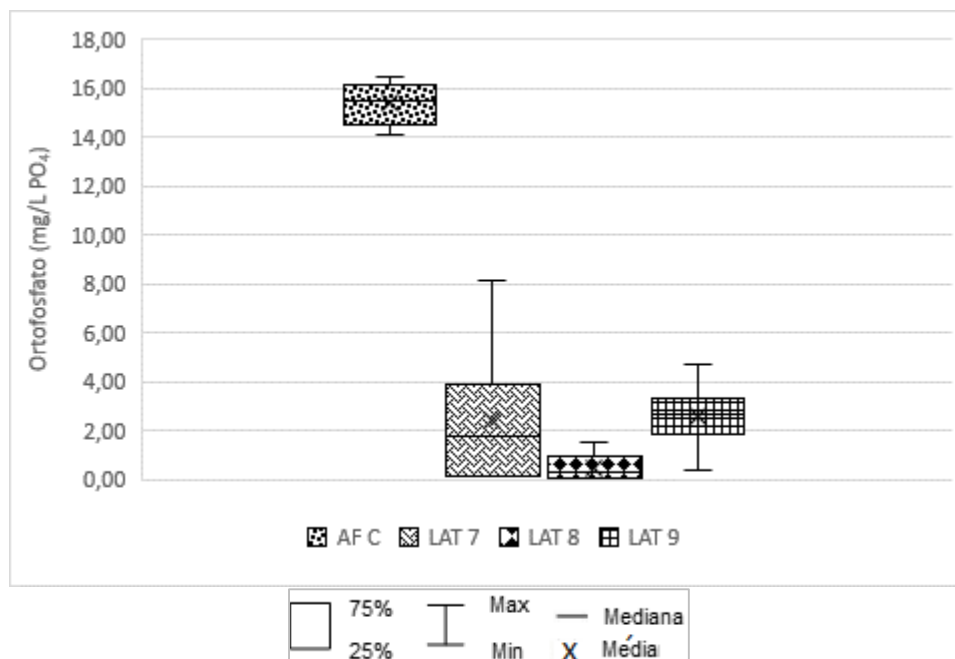


Figura 5.31: *Box-plot* de concentração de ortofosfato, em mg  $\text{PO}_4^{3-}$  /L, do Conjunto 3 (Efluente Reator UASB C e LATs de 7 a 9).

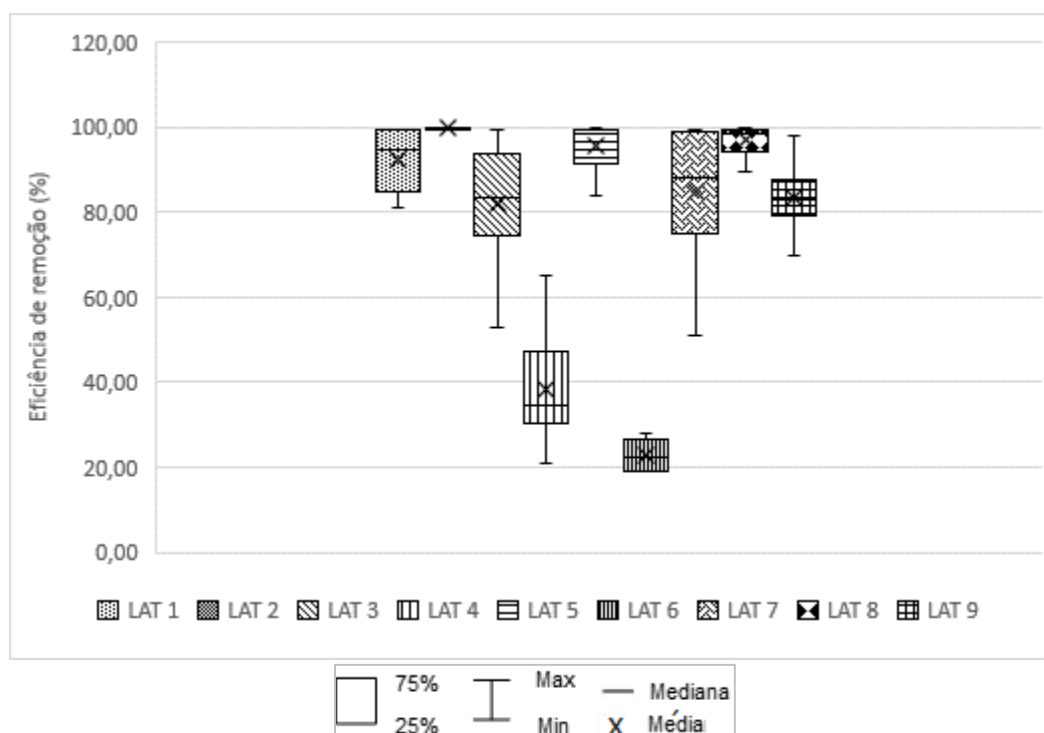


Figura 5.32: *Box-plot* da eficiência (%) de remoção de ortofosfato nas lagoas de alta taxa.

### 5.2.5 - Clorofila-a

As concentrações de clorofila-a no efluente das lagoas de alta taxa estão apresentados na Figura 5.33 na forma de *box-plot*.

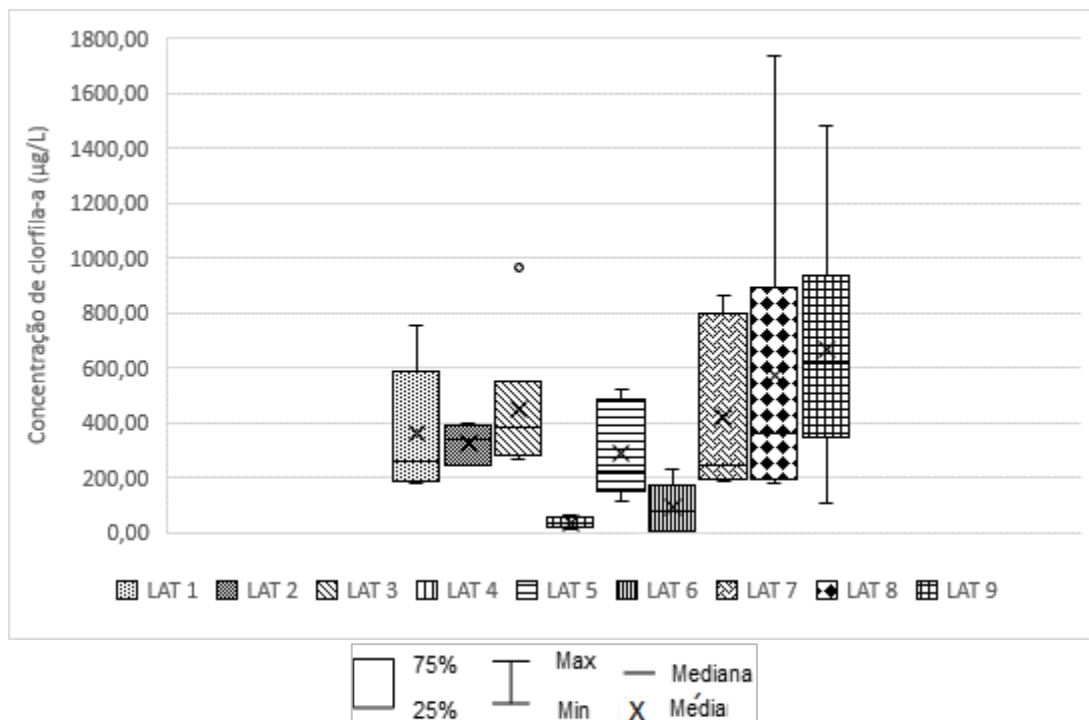


Figura 5.33: *Box-plot* da concentração de clorofila-a nos efluentes das lagoas de alta taxa.

Observa-se um desvio padrão significativo entre os dados apresentados. Isso pode ser justificado principalmente pelo mal funcionamento do sistema, além da variação de carga orgânica aplicada, mudanças no clima (temperatura) e distribuição da biomassa algal ao longo da lagoa e na profundidade (Barthel *et al*, 2008).

O Conjunto 3, LATs de 7 a 9, apresentou maiores valores de concentração de clorofila-a. As LATs 4 e 6 apresentaram as menores concentrações de clorofila-a e observa-se também que esta foram as lagoas com menores eficiências de remoção de amônia e de fósforo. As menores concentrações são devido à sobrecarga orgânica e aumento da turbidez, o que diminui a penetração de luz e consequente atividade fotossintética.

As algas também sofrem fatores de estresse devido a alterações das condições do ambiente, como exposição à alta intensidade de luz, alta carga orgânica e condições anóxicas abaixo da zona eufótica (Truppel, 2002).

Ribeiro (2007) também encontrou valores médios de concentração de clorofila-a semelhantes aos da ETE Paranoá (536,9; 1355,1; 537,3 e 648,5 µg/L) em lagoas de estabilização no estado da Paraíba/BR. Barthel *et al* (2008) também encontraram picos de

concentração de clorofila-a, em Santa Catarina/BR, em dias com radiação solar elevada e com variação da carga orgânica aplicada.

Utilizando a média de eficiência de remoção de nitrogênio e a média de concentração de clorofila-a nas lagoas é possível obter uma correlação de 0,91, enquanto pelo ajuste linear tem-se um  $R^2$  de 0,83, como pode ser visualizado pela Figura 5.34. Ao se correlacionar a concentração de clorofila-a com a eficiência de remoção de ortofosfato obteve-se uma menor correlação, de 0,76, e  $R^2$  de 0,57 por ajuste linear (Figura 5.35).

Embora tenham sido obtidas correlações positivas para remoção de nutrientes, a variação da biomassa das algas, medida pela concentração de clorofila-a, reforça a necessidade de melhor operação do sistema, para que as lagoas passem a funcionar, de forma constante e efetiva, como processo de pós-tratamento dos efluentes dos reatores UASB.

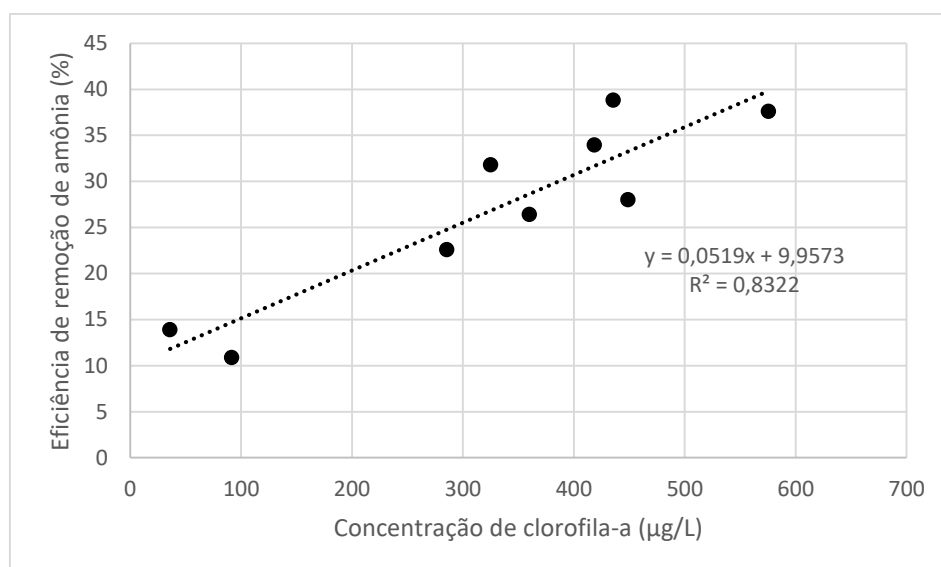


Figura 5.34: Comportamento entre eficiência de remoção de amônia e concentração de clorofila-a nos efluentes das lagoas de alta taxa.

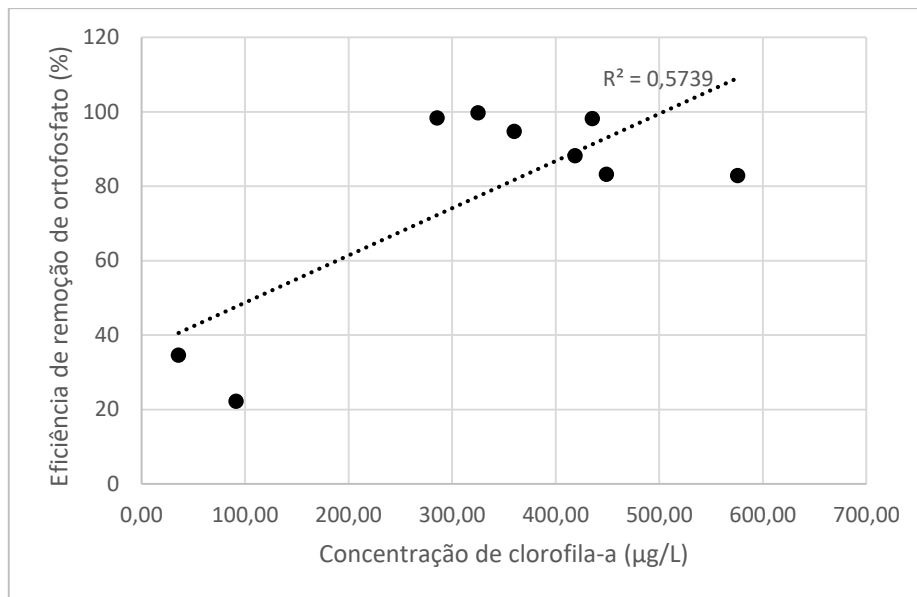


Figura 5.35: Comportamento entre eficiência de remoção de ortofosfato e concentração de clorofila-a nos efluentes das lagoas de alta taxa.

### 5.3 - CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE O DESEMPENHO E POSSÍVEIS SOLUÇÕES

Como pode ser verificado no item 5.2, as lagoas de alta taxa da ETE Paranoá têm apresentado desempenho abaixo do esperado no período analisado. O desempenho ruim é devido à baixa eficiência de remoção de matéria orgânica, verificada por meio do monitoramento da DQO. As concentrações de DQO na saída das lagoas se dão principalmente pelo carreamento de algas junto do efluente, o que torna necessário a remoção dessas algas por um pós-tratamento. O projeto da ETE previa a disposição no solo, para tal remoção, mas encontra-se desativo.

Também podem ser aplicadas outras formas de pós-tratamento que sejam capazes de atender a tal finalidade e que mantenham a simplicidade da estação, algumas soluções já foram estudadas e obtiveram resultados satisfatórios.

Caminha (2014) estudou a aplicabilidade de remoção de algas do efluente das lagoas de alta taxa na ETE Paranoá utilizando filtração vertical ascendente em pedregulho e em brita nº2 e verificou que, com baixa taxa de aplicação, obteve-se remoção de 61 e 71% de clorofila-a, respectivamente. Tal resultado mostra a capacidade dos filtros em remover grande quantidade de algas, mas nesse caso foi verificado aumento da concentração de fósforo no efluente dos filtros. Portanto, a filtração estudada surge como uma alternativa promissora para a remoção de algas.

Queiroz (2001) estudou a remoção de sólidos suspensos de efluentes de lagoas de estabilização por processos naturais (filtro intermitente de areia, filtro de pedra, escoamento superficial, terras alagadas e plantas aquáticas flutuantes) por meio de uma ETE-piloto instalada na ETE Paranoá. Por meio do trabalho de pesquisa, conclui-se que a remoção de sólidos em suspensão apresentou eficiência entre 80 e 90%, para filtro de pedra, plantas aquáticas flutuantes e terras alagadas construídas de fluxo subsuperficial.

Outro grande problema da estação é a sobrecarga hidráulica que tem ocorrido, devido ao aumento da população atendida que tem seus esgotos encaminhados para a ETE Paranoá. A vazão média ainda se encontra abaixo da vazão de projeto, mas a presença de picos de vazão acima da vazão de projeto foi verificada diariamente, sendo necessário efetuar *by-pass* para as LATs 4, 5 e 6 tem gerado problemas no funcionamento dessas lagoas, comprometendo a atividade biológica esperada e por isso, é necessário a expansão da estação.

## 6. CONCLUSÕES

No presente trabalho foi analisado o sistema de lagoas de alta taxa da ETE Paranoá/DF, que funcionam como pós-tratamento dos reatores UASB e precisam garantir a qualidade do efluente final da estação, por serem a última etapa de tratamento.

A análise dos dados históricos (abril de 2016 a abril de 2018) fornecidos pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB permitiu verificar que as lagoas de alta taxa têm apresentado problemas de operação devido à sobrecarga hidráulica afluente à estação. O volume médio tratado por dia encontra-se dentro do volume de projeto, mas por meio de hidrogramas de vazão diários verificou-se que, em horários de pico, a vazão ultrapassa a vazão de projeto e ocorre *by-pass* para as LATs 4, 5 e 6. Observou-se valor máximo de vazão de 243 L/s, mais do que o dobro da vazão de projeto, que é de 112 L/s. A eficiência global de remoção de DQO foi de 66,6%, correspondendo praticamente à eficiência dos reatores UASB, já que há alto carregamento de algas junto ao efluente final das lagoas.

Durante o monitoramento, as análises realizadas mostraram que as lagoas não têm obtido desempenhos satisfatórios na remoção de matéria orgânica, principalmente nas LATs 4 e 6, integrantes do Conjunto 2, que recebe *by-pass*.

Por meio da relação entre alcalinidade total e AOV conclui-se que os reatores estão funcionando de forma estável, obtendo resultados de remoção de matéria orgânica pela digestão anaeróbia de acordo com o esperado pela literatura técnica. As LATs 4 e 6 apresentaram aumento de AOV e pouca diminuição de alcalinidade total, o que pode indicar a ocorrência de processos anaeróbios nessas lagoas.

A remoção de nitrogênio amoniacal foi menor que 50% em todas as lagoas, o que já era esperado de acordo com a literatura. As LATs 4 e 6 obtiveram eficiências médias de remoção de amônia menores do que 15%, enquanto as LATs do Conjunto 3 apresentaram os melhores resultados (acima de 30%). A eficiência média de remoção de ortofosfato foi maior do que 80% para as lagoas, com exceção das LATs 4 e 6, que tiveram baixa eficiência (menor do que 30%).

Encontrou-se correlação positiva entre a remoção de nutrientes nas lagoas e a concentração de clorofila-a. Para a remoção de amônia encontrou-se uma correlação de 0,91, enquanto para remoção de ortofosfato foi de 0,75. As LATs 4 e 6 apresentaram a menor concentração média de clorofila-a no efluente da lagoa, devido à sobrecarga orgânica e aumento da turbidez, o que diminui a penetração de luz e consequente atividade

fotossintética.

A ocorrência de by-pass provoca um mal funcionamento das lagoas do Conjunto 2, que passam a funcionar apenas como um amortecedor. Destaca-se também a sobrecarga orgânica que chega a estação que tem gerado remoção insuficiente de matéria orgânica em todas as lagoas.

Conclui-se, portanto, que as lagoas de alta taxa da ETE Paranoá não têm garantido a qualidade final do efluente da estação, apontando para a necessidade de expansão da ETE e da incorporação de pós-tratamento para a remoção de algas e sólidos suspensos do efluente das lagoas de alta taxa.

Sugere-se para pesquisas futuras estudos da hidrodinâmica das lagoas, para obtenção das curvas de distribuição do tempo de residência, construção do perfil de oxigênio, para detectar possível ocorrência de anaerobiose e variações de OD ao longo do dia, avaliação quali-quantitativa do lodo dos reatores UASB e das lagoas, além da identificação do fitoplâncton presente nas lagoas de alta taxa.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agência Nacional de Águas (ANA). (2017). Atlas Esgotos – Despoluição de Bacias Hidrográficas. 92p.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) e Water Environment Federation (WEF). (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21<sup>a</sup> ed.
- Andrade Neto, C. O. de. (1997). Sistemas Simples para Tratamento de Esgotos Sanitários – Experiência Brasileira. ABES, 302p.
- Azevedo Netto, J. M. (1975). Lagoas de Estabilização. 2ed. CETESB. São Paulo, 241p.
- Barthel, L., Oliveira, P. A. V. e Costa, R. H. R. (2008). “Plankton Biomass in Secondary Ponds Treating Piggery Waste.” Brazilian Archives of Biology and Technology, v.10, n.6, 1287-1298p.
- Brasil. Lei n. 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm). Acesso em: 26 nov 2017.
- Brasília. (2017). Plano Distrital de Saneamento Básico – PDSB. Brasília – DF.
- Bressan, T. C. S. (2016). Diagnóstico e avaliação dos reatores UASB da ETE Paranoá. Projeto Final em Engenharia Ambiental. Universidade de Brasília, Brasília, 83p.
- Brito, M. C. S. O. M., Chernicaro, C. A. L. e von Sperling, M. (1997). “Avaliação Intensiva de um Sistema UASB – Lagoa de Maturação com Chicanas na Cidade de Itabira – MG.” 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 593-606p.
- CAESB. (2010). Plano Diretor de Água e Esgotos do Distrito Federal – PD AE/DF. Brasília – DF.
- Caminha, O. R. S. M. (2014). Remoção de algas de efluentes de lagoa de estabilização por meio de filtração vertical ascendente em pedregulho e brita nº2. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH. DM –

164/2014, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, DF, 71p.

Campos, J. R. (coordenador). (1999). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo. Coleção PROSAB. Editora ABES, Rio de Janeiro, 435p.

Carvalho, K. Q., Salgado, M. T., Passig, F. H. e Pires, E. C. (2008). “Avaliação hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão.” Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 13, nº 2, 226-235p.

Chernicharo, C. A. L. (Org.). (2001). Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. 1.ed., Belo Horizonte: FINEP, v.1, 544p.

Chernicharo, C.A.L. (2007). *Reatores anaeróbios*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, MG, Brasil, 246p.

Codeplan – Companhia de Planejamento do Distrito Federal (2015). Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios. Região Administrativa VII – Paranoá. Brasília, DF, 54p.

Codeplan – Companhia de Planejamento do Distrito Federal (2015). Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios. Região Administrativa XXVIII – Itapoã. Brasília, DF, 54p.

Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente, Brasil, 27p.

Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. Ministério do Meio Ambiente, Brasil, 8p.

D'Alessandro, E. B., Saavedra, N. K., Santiago, M. F. e D'Alessandro, N. C. O. (2015). “Influência da Sazonalidade em Lagoas de Estabilização.” Ingenieria del Agua, 193-209p.

Falco, P. B. (2005). Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização em duas escalas temporais: nictemeral e sazonal. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade São Paulo. São Paulo, SP, 137p.

- Fallowfield, H. J.; Cromar, N. J. e Evison, L. M. 1996. "Coliforme die-off rate constants in high rate algal pond and the effect of operational and environmental variables." *Water Science Technology*, v. 34, n 11, p 141-147. apud Nascimento, J. R. S. N. (2001). *Lagoas de Alta Taxa de Produção de Algas para Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, RS. 166p.
- Foresti, E.; Zaiat, M.; Moraes, E.M.; Adorno, M.A.T.; Paim, A.P.S.; Rodrigues, J.A.D.; Ratusznei, S.M.; Canto, C.S.; Damasceno, L.H.S.; Borzani, W. (2005). *Apostila de Métodos de Análises Físico-Químicas de rotina de Águas Residuárias Tratadas Biologicamente*. Universidade de São Paulo e Instituto Mauá de Tecnologia. São Paulo, SP, 85p
- IBGE (2011). *Resultado do Censo Demográfico de 2010*.
- Jordão, E.P. e Pêsoa, C.A. (2005). *Tratamento de Esgoto Doméstico*. 4ª edição. Editora SEGRAC, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 932p.
- Kellner, E. e Pires, E. C. (1998). *Lagoas de estabilização: processo e operação*. Rio de Janeiro: ABES, 241p.
- Levenspiel, O. (2000). *Engenharia das Reações Químicas*. 3ed. Editora Edgar Blucher Ltda. São Paulo.
- Lima, W. S. (2006). *Avaliação do Desempenho de Remoção de Poluentes de Lixiviados: Um Estudo de Caso para o Sistema de Tratamento do Aterro Municipal de Betim – Minas Gerais*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte – MG.
- McKinney, R. E. (1962). *Microbiology for Sanitary Engineers*. New York, McGraw-Hill Book Company, INC. 293p. apud Kellner, E. e Pires, E. C. (1998). *Lagoas de estabilização: processo e operação*. Rio de Janeiro: ABES, 241p.
- Nascimento, J. R. S. N. (2001). *Lagoas de Alta Taxa de Produção de Algas para Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, RS. 166p.
- Neder, K. D. (1998). "Estações de Tratamento de Esgotos de Brasília – a busca de tecnologia apropriada." *Anais do 26º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e*

Ambiental, Lima, Peru.

- Neder, K. D. e Harada, A. L. (1997). “Projeto da Estação de Tratamento de Esgoto do Paranoá – UASB Compartimentado Seguido de Lagoa de Alta Taxa e Escoamento no Solo”. Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental da ABES. Foz do Iguaçu – PR.
- Oliveira, S. M. A. C. e von Sperling, M. (2005). “Avaliação de 166 ETEs em operação no país, envolvendo diversas tecnologias. Parte I – Análise de desempenho.” Engenharia Sanitária e Ambiental, v.10, nº 4, p. 347-357.
- Pinto, M. A. T. e Onoyama, M. T. (1991). “Remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio de esgotos domésticos utilizando o processo de lagoa de alta taxa.” Revista DAE-SABESP, nº 161, 8p.
- Pinto, M. T., Neder, K. D., Felizzato, M. R. e Luduvic, M. L. (1997). “ETE Samambaia – dos projetos à prática dos novos conceitos no processo de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização.” Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental da ABES. Foz do Iguaçu – PR.
- Pontes, T. G. (2016). Tratamento Anaeróbico em Lagoas de Polimento com Alimentação Contínua e Batelada. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da UEPB. Campina Grande – PB.
- Queiroz, T. R. (2001). Remoção de sólidos suspensos de efluentes de lagoas de estabilização por meio de processos naturais. Dissertação de Mestrado, Publicação MTARH.DM-033ª/2001, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 229p.
- Ribeiro, P. C. (2007). Análise de Fatores que Influenciam a Proliferação de Cianobactérias e Algas em Lagoas de Estabilização. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Engenharia Civil. Campina Grande – PB.
- Rodrigues, L. S.; Silva, I. J.; Santos, R. L. H.; Goulart, D. B.; Oliveira, P. R.; von Sperling, M. e Fontes D. O. (2009). “Avaliação de desempenho de lagoa de polimento para pós-tratamento de reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) no tratamento de águas residuárias de suinocultura.” Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia, v.61, 1428-1433p.
- Sant’Anna Junior, G. L. (2010). *Tratamento Biológico de Efluentes: Fundamentos e*

*Aplicações*. 1. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, v.1, 418p.

- Silva, A. B. (2007). Avaliação da produção de odor na estação de tratamento de esgoto Paranoá e seus problemas associados. Dissertação de Mestrado, Publicação PTARH. DM-105/2007, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 111p.
- Soares, C. M. T., Feiden, A. e Tavares, S. G. (2017). “Fatores que Influenciam o Processo de Digestão Anaeróbia na Produção de biogás.” *Nativa*, Sinop, v.5, esp., 522-528p.
- Soares, S. R. A. e Gomes, S. R. (1999). Análise de Desempenho de Processos de Tratamento de Esgotos no DF. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil). Universidade de Brasília. Brasília, DF, 80p.
- Truppel, A. (2002). Redução de Odores de uma Lagoa de Estabilização de Esgoto Sanitário e Avaliação da Qualidade de seu Efluente. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFSC. Florianópolis – SC.
- Ursulino, B. e S., Lima, M. D. M., Silva, P. B. A., Pinheiro, M. J. G., Lima, J. Q. e Santos, Y. T. C. (2013). “Variação da Alcalinidade ao Longo do Tratamento de Esgoto.” 65ª Reunião Anual da SBPC, Recife – PE.
- Von Sperling, M. (1986). *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Vol. 3 – Lagoas de Estabilização. DESA-UFMG, Belo Horizonte – MG.
- Von Sperling, M. (1996). *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Vol. 2. *Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos*. 1. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v.1, 211p.
- Von Sperling, M. (1996). *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Vol. 1 – *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. DESA-UFMG, Belo Horizonte, Brasil, 211p.
- Von Sperling, M. e Chernicaro, C. A. L. (2005). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*. DESA-UFMG. Belo Horizonte – MG.

## APÊNDICE A

Tabela A.1: Estatística descritiva dos resultados da DQO filtrada, em mg/L.

	Conjunto 1				Conjunto 2				Conjunto 3			
	AF A	LAT 1	LAT 2	LAT 3	AF B	LAT 4	LAT 5	LAT 6	AF C	LAT 7	LAT 8	LAT 9
<b>n</b>	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
<b>Média</b>	174	166	207	183	204	245	197	268	253	170	174	140
<b>Mediana</b>	170	161	210	184	206	239	199	267	253	169	173	140
<b>Máximo</b>	195	183	230	198	215	272	207	281	272	189	181	150
<b>Mínimo</b>	162	159	177	166	189	232	182	260	235	152	169	131
<b>DP</b>	15,3	11,3	22,2	14,3	11,3	19,0	12,3	9,1	15,4	16,3	4,9	8,4

Legenda: n: número de dados; DP: desvio padrão; AF: afluente; LAT: lagoa de alta taxa.

Tabela A.2: Estatística descritiva dos resultados de pH, alcalinidade total e ácidos orgânicos voláteis.

		Conjunto 1				Conjunto 2				Conjunto 3			
		AF A	LAT 1	LAT 2	LAT 3	AF B	LAT 4	LAT 5	LAT 6	AF C	LAT 7	LAT 8	LAT 9
<b>pH</b>	<b>n</b>	7	7	7	7	7	7	7	7	7	6	6	6
	<b>Média</b>	6,87	7,43	7,47	7,53	6,85	7,49	7,43	7,48	6,94	7,57	7,54	7,55
	<b>Mediana</b>	6,85	7,44	7,48	7,54	6,82	7,46	7,41	7,49	6,95	7,58	7,54	7,55
	<b>Máximo</b>	6,98	7,56	7,60	7,66	6,98	7,64	7,57	7,59	7,11	7,67	7,70	7,72
	<b>Mínimo</b>	6,79	7,24	7,21	7,38	6,78	7,35	7,32	7,32	6,81	7,42	7,29	7,37
	<b>DP</b>	0,07	0,11	0,13	0,10	0,08	0,11	0,08	0,11	0,11	0,09	0,14	0,12
<b>Alcalinidade Total (mg CaCO<sub>3</sub>/L)</b>	<b>n</b>	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
	<b>Média</b>	221	188	170	184	218	216	201	218	229	177	175	184
	<b>Mediana</b>	220	185	170	180	220	220	195	215	225	180	175	195
	<b>Máximo</b>	235	205	180	210	230	235	235	245	245	195	185	195
	<b>Mínimo</b>	205	175	160	170	200	185	185	210	220	160	150	150
	<b>DP</b>	11,44	9,51	8,66	12,82	10,75	15,66	16,76	12,54	9,76	11,85	11,90	16,94
<b>AOV (mgHAc/L)</b>	<b>n</b>	5	5	5	5	5	6	6	6	5	6	6	6
	<b>Média</b>	32,0	19,8	20,0	21,2	32,5	37,4	21,6	55,7	53,0	24,1	23,7	28,7
	<b>Mediana</b>	30,6	19,2	18,0	20,4	33,0	40,8	20,7	48,6	49,8	23,7	24,9	26,7
	<b>Máximo</b>	40,2	25,8	28,8	31,2	35,4	49,8	28,8	107,4	64,2	30,6	28,8	48,0
	<b>Mínimo</b>	26,4	16,2	17,4	15,0	29,4	22,2	16,2	27,0	46,2	18,6	18,0	17,4
	<b>DP</b>	5,38	3,87	4,90	6,11	2,73	10,72	4,26	27,59	7,47	4,75	4,71	11,59

Legenda: n: número de dados; DP: desvio padrão; AF: afluente; LAT: lagoa de alta taxa; AOV: ácidos orgânicos voláteis.

Tabela A.3: Estatística descritiva dos resultados de concentração de N-NH<sub>3</sub>, em mg/L.

	Conjunto 1				Conjunto 2				Conjunto 3			
	AF A	LAT 1	LAT 2	LAT 3	AF B	LAT 4	LAT 5	LAT 6	AF C	LAT 7	LAT 8	LAT 9
<b>n</b>	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
<b>Média</b>	88,04	64,42	59,69	62,96	84,71	73,08	65,13	75,29	97,33	64,00	59,13	60,67
<b>Mediana</b>	86,75	65,25	60,69	62,44	85,13	73,50	65,50	74,38	96,63	64,63	59,69	60,63
<b>Máximo</b>	102,75	67,75	64,88	67,75	92,25	82,25	67,00	81,00	107,00	67,50	64,75	67,75
<b>Mínimo</b>	80,50	59,00	49,00	60,63	72,00	66,50	63,25	70,25	85,75	59,13	52,13	53,50
<b>DP</b>	8,05	3,10	5,77	2,47	6,92	6,05	1,39	4,50	7,87	2,89	5,32	5,66

Legenda: n: número de dados; DP: desvio padrão; AF: afluente; LAT: lagoa de alta taxa.

Tabela A.4 Estatística descritiva dos resultados de concentração de ortofosfato, em mg/L.

	Conjunto 1				Conjunto 2				Conjunto 3			
	AF A	LAT 1	LAT 2	LAT 3	AF B	LAT 4	LAT 5	LAT 6	AF C	LAT 7	LAT 8	LAT 9
<b>n</b>	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
<b>Média</b>	14,25	1,08	0,03	2,55	15,36	8,85	0,66	11,05	15,36	2,40	0,48	2,58
<b>Mediana</b>	14,23	0,75	0,04	2,35	15,48	9,20	0,24	10,99	15,48	1,79	0,26	2,63
<b>Máximo</b>	15,20	2,69	0,05	6,70	16,45	11,50	2,41	11,95	16,45	8,10	1,55	4,72
<b>Mínimo</b>	12,85	0,07	0,01	0,08	14,10	4,84	0,05	10,00	14,10	0,12	0,05	0,34
<b>DP</b>	0,80	1,14	0,02	2,26	0,87	2,22	0,92	0,76	0,87	2,96	0,58	1,40

Legenda: n: número de dados; DP: desvio padrão; AF: afluente; LAT: lagoa de alta taxa.

Tabela A.5: Estatística descritiva dos resultados de concentração de clorofila-a, em µg/L, no efluente das LATs.

	LAT 1	LAT 2	LAT 3	LAT 4	LAT 5	LAT 6	LAT 7	LAT 8	LAT 9
<b>n</b>	6	6	6	6	6	6	6	6	6
<b>Média</b>	360,06	325,13	448,87	35,82	285,48	91,38	418,60	573,32	666,46
<b>Mediana</b>	255,77	340,73	381,09	33,53	220,33	79,06	246,68	360,75	614,94
<b>Máximo</b>	754,02	396,48	966,42	59,29	521,18	228,38	860,22	1734,60	1483,85
<b>Mínimo</b>	175,23	240,72	267,27	10,25	114,92	4,39	183,73	180,80	102,66
<b>DP</b>	231,62	68,01	260,06	19,66	170,80	96,14	314,06	593,70	466,43

Legenda: n: número de dados; DP: desvio padrão; LAT: lagoa de alta taxa.